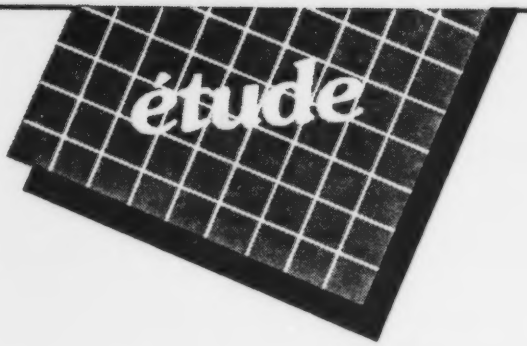


ÉVALUATION DE L'UTILISATION DE LA TÉLÉDÉTECTION COMME OUTIL D'INVENTAIRE DES HABITATS DE REPRODUCTION DE LA BÉCASSE D'AMÉRIQUE (Scolopax minor)

par
Marcel Babin
Richard Couture

pour le Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche

Décembre 1987

Québec

92-03010/

ÉVALUATION DE L'UTILISATION DE LA TÉLÉDÉTECTION COMME OUTIL D'INVENTAIRE DES HABITATS DE REPRODUCTION DE LA BÉCASSE D'AMÉRIQUE (*Scolopax minor*)

PAR

MARCEL BABIN

&

RICHARD COUTURE

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC A TROIS-RIVIÈRES

DÉCEMBRE 1987

Dépot légal
Bibliothèque nationale du Québec
1er trimestre 1988
ISBN: 2-550-18571-4

RESUME

Le taux d'abondance de la population de Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*) de la région de l'est tend à diminuer depuis 1965 à un rythme moyen de 2,7% par année. L'abondance de bécasses est reliée à la quantité d'habitats disponibles. Les pertes d'habitats sont imputables à l'expansion urbaine et industrielle ainsi qu'au vieillissement naturel de ceux-ci. Le besoin d'élaborer une procédure d'inventaire des habitats de la bécasse nous a conduits à évaluer l'utilisation de la télédétection à cette fin.

Après avoir réalisé quelques transformations (composantes principales, étirements linéaires, ...) sur les valeurs de réflectance des canaux (6) d'une image TM, nous avons réalisé différentes classifications supervisées (une préliminaire et trois finales). Ces classifications comprennent les classes "habitat de la bécasse", "forêt", "culture", "eau" et "sol nu". Nous avons validé les résultats de ces classifications en comparant les valeurs de 14 paramètres d'habitat mesurés sur 40 parcelles classifiées "habitat de la bécasse", aux valeurs des mêmes paramètres mesurés par Bérubé et Couture (1986) sur des sites de nidification , des sites d'élevage, et des sites de contrôle.

Les résultats de cette validation montrent que la télédétection est un outil adéquat pour la réalisation d'inventaires de l'habitat de reproduction pour la bécasse au niveau du macrohabitat. En effet, en réalisant une ANOVA et un test de Kruskal-Wallis, suivis d'un test paramétrique et d'un test non paramétrique de comparaisons multiples, nous avons observé, pour la troisième classification finale qu'il n'y a pas de différence significative dans 23 cas sur 27 entre les habitats identifiés par télédétection et des habitats utilisés (neuf variables de macrohabitat X trois comparaisons: validation-nidification, validation-contrôle et validation-élevage). Aussi, nous n'avons observé aucune différence entre les sites de validation et ces groupes, au niveau de l'essence arborescente dominante rencontrée. La plus juste des trois classifications finales que nous avons réalisées est la troisième qui

montre que les habitats de la bécasse couvrent 1,72% d'une région caractérisée par une forte urbanisation et une couverture substantielle de terrain en friche (spéculation) .

La procédure élaborée dans ce travail peut mener à d'autres applications telles qu'un suivi de l'évolution de la quantité d'habitats disponibles, et une estimation de la population reproductrice. Notre procédure peut être appliquée à d'autres espèces d'animaux ou d'oiseaux.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à souligner la collaboration de messieurs Ferdinand Bonn et Sylvain Perras du Centre d'Applications et de Recherches en Télédétection (CARTEL) de l'Université de Sherbrooke. Nous remercions monsieur Antoine Aubin du Département de chimie-biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières pour son assistance et pour la lecture critique du manuscrit.

Monsieur Pierre Bérubé, biologiste, nous a apporté son aide lors de la localisation des sites de reproduction et s'est joint à nous dans plusieurs discussions sur le sujet. Le travail sur le terrain a pu être réalisé rapidement grâce à la coopération de mesdames Julie Gagnon et Élyse Harnois.

Les fonds nécessaires à la réalisation de ce projet proviennent principalement de la Direction de la gestion des espèces et des habitats (études écologiques) du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. L'Université du Québec à Trois-Rivières et le Fonds d'aide à la recherche universitaire d'Environnement Canada ont aussi contribué au financement du projet.

Nous remercions également les membres du Club des Bécassiers du Québec qui collaborent de façon assidue aux recherches sur la bécasse. L'aide qu'ils nous apportent demeure inestimable.

Finalement, Silvie, qui a partagé avec moi tous les moments d'action et de repos, simplement par sa présence, m'a permis d'accomplir efficacement ce travail.

TABLE DES MATIERES

RESUME iii

REMERCIEMENTS v

LISTE DES TABLEAUX viii

LISTE DES FIGURES x

INTRODUCTION 1

CHAPITRE I: Revue des travaux 4

Partie 1: Passage de la photo-interprétation à la télédétection 5

Partie 2: Raffinement du traitement numérique et multiplication des applications dans le domaine des habitats 7

Partie 3: Avènement des capteurs TM et HVR (SPOT) 16

CHAPITRE II: Matériel et méthodes 21

Partie 1:Localisation des sites de nidification 21

Partie 2: Traitement des données numériques 23

Partie 3: Validation des résultats de classification 32

CHAPITRE III: Résultats 38

CHAPITRE IV: Discussion 51

Partie 1: Traitement numérique des données TM 51

Partie 2: Validation 54

CHAPITRE V: Conclusion 58

BIBLIOGRAPHIE 61

ANNEXE A 65
ANNEXE B 66
ANNEXE C 67
ANNEXE D 68
ANNEXE E 69
ANNEXE F 72

LISTE DES TABLEAUX

I. Résultats d'un test de "t" de Student appliqué aux valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement des milieux "forêt", "habitat de la bécasse" et "culture", pour les 13 canaux de départ 30

II. Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 1. 33

III. Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 2 34

IV. Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 3 35

V. Liste des paramètres de validation 36

VI. Valeurs absolues et relatives de superficie, correspondant aux différentes classifications de l'évaluation 39

VII. Localisation et identification des parcelles de validation pour les trois classifications finales 44

VIII. Valeurs moyennes et écarts types des données brutes de validation 45

IX. Contrôle de la normalité et de l'homogénéité de la variance, sur les données de validation, et transformations 46

X. a) Résultats de l'analyse de variance et du test de comparaisons multiples (S.N.K.) et b) résultats d'un test de Kruskal-Wallis et d'un test non paramétrique de comparaisons multiples proposé par Noether (1976) *in* Sherrer..... 48

XI. Résultats d'un test de G appliqué aux distributions de fréquences absolues de l'espèce arborescente dominante..... 49

LISTE DES FIGURES

1. Situation géographique d'un quart d'image TM du 4 août 1984 et de la sous-zone étudiée 22

2. Schématisation des étirements linéaires pour un canal 26

3. Portion du composé coloré TMS7/TMS5/CP22 28

4. Carte thématique illustrant les résultats de la classification préliminaire 40

5. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 1 41

6. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 2 42

7. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 3 43

INTRODUCTION

La Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*) représente un gibier de choix pour les fins chasseurs. Aux Etats-Unis, la bécasse procure 3,75 millions de journées/chasseur; au Canada, elle représente approximativement 49% de la récolte annuelle d'oiseaux migrateurs autres que gibiers d'eau (Tautin, 1985).Cependant, on observe depuis 1965 une tendance générale à la baisse de l'indice d'abondance de la population de bécasses de l'est de l'Amérique du Nord de 2,7% en moyenne, par année (Tautin, 1985; Bateman, 1986). Une baisse semblable est observée dans les prises de bécasses par les chasseurs. Tautin (1984) mentionne en effet que les prises annuelles moyennes pour l'ensemble des années 1975 à 1983 sont 26% inférieures à celles de la période de 1965 à 1974. Dernièrement, Sparrowe et Tautin (1985), à la suite d'une analyse des réponses des participants de la région de l'est des Etats-Unis à un questionnaire de chasse, montrent que le nombre moyen de bécasses levées par sortie entre 1979 et 1983 est de 22% inférieur à celui de la période de 1973 à 1977.

Nous croyons que la diminution des rendements de la chasse ne fait que refléter la baisse des populations, sans que la chasse en soit la cause directe. En effet, Dwyer *et al.* (1983) ont observé une corrélation positive entre la densité de bécasse et la quantité d'habitats disponibles. De plus, ils ont observé une corrélation négative significative, dans le temps, entre les variations de densité de bécasses et les variations de la quantité de surface urbaine et industrielle. Ils en arrivent à attribuer la baisse de la population de bécasses à la perte d'habitats, elle-même provoquée par l'expansion urbaine et industrielle. De plus, le vieillissement naturel des habitats, un problème plus particulier à la bécasse, amplifie cette tendance (Dobell, 1977). En effet, la bécasse occupe des milieux de type écotone. Il s'agit de la zone de transition entre deux communautés qui est souvent le fruit de l'activité de l'homme (friche suivant une coupe forestière ou une culture) (Dajoz, 1982). Ces milieux sont caractérisés par une grande productivité et donc par des transformations rapides, devenant vite inconvenables pour la bécasse. Sepik *et al.* (1981) estiment que l'habitat de la bécasse a une durée

optimale d'existence de 10 ans. Dobell (1977) avance que le taux constant d'abandon des terres au Nouveau-Brunswick, entre 1941 et 1971, a maintenu stable l'indice d'abondance de la population de bécasses. Cependant, le taux d'abandon ayant tendance à diminuer depuis 1971, le vieillissement des habitats contribue de plus en plus à la baisse de l'indice de population de bécasses. Il devient donc urgent de mettre au point une méthode d'inventaire des habitats de la bécasse, permettant d'étudier leur évolution, afin de gérer cette ressource.

Bérubé et Couture (1986), Coon *et al.* (1982), ainsi que Wishart et Bider (1977), ont observé que la bécasse sélectionnait, de manière relativement précise, les milieux qu'elle fréquente surtout selon la structure et la qualité de la végétation, notamment lors de la nidification et de l'élevage (reproduction). A l'automne, la bécasse est moins sélective. Les peuplements âgés de 10 à 20 ans, comptant en moyenne 11,5 tiges par 25 m^2, et composés[1] de Peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), de Frêne (*Fraxinus sp.*), de Bouleau blanc (*Betula populifolia*), d'Aulne rugueux (*Alnus rugosa*), d'Erable (*Acer sp.*), et de Cerisier (*Prunus sp.*), sont favorables à la bécasse d'un point de vue macroscopique. Le caractère particulier de l'habitat de reproduction de la bécasse permet d'envisager l'élaboration d'une procédure d'inventaire à grande échelle de celui-ci.

Parmi les méthodes qui permettent d'atteindre un tel objectif, on pense d'abord à l'interprétation de photographies aériennes. Par contre, la télédétection[2] se montre un outil plus adéquat pour la réalisation d'un tel inventaire. Elle permet l'étude instantanée d'une grande surface à des coûts pouvant être jusqu'à vingt fois inférieurs à la photo-interprétation (Laperriere, 1976) et de façon répétitive aux 18 jours (Saxon, 1983). De plus, elle se présente sous forme de données numériques permettant un traitement statistique poussé qui réduit fortement le rôle de l'interprétation.

---

[1] Une ou plusieurs de ces espèces.

[2] Le dictionnaire français Le Petit Robert (1987), définit la télédétection comme étant la science et les techniques de la détection à distance. Contrairement, dans ce texte, selon l'usage moderne, le terme télédétection fait référence aux données numériques acquises de capteurs placés sur des plate-formes aéroportées ou satellites, excluant les chambres à émulsion (photographie).

Finalement, elle offre une résolution spectrale de loin supérieure à celle de la photographie aérienne (sept bandes[3] du spectre *versus* trois tout au plus pour la photo).

La télédétection a été exploitée pour la première fois dans le cadre d'une étude portant sur un habitat faunique pour le Caribou (*Rangifer tarandus*) par Lent et Laperriere (1974). Depuis, les habitats d'une dizaine d'espèces de mammifères et d'oiseaux ont été l'objet d'études réalisées par télédétection. Celles qui portent sur la Cigogne d'Amérique (*Myteria americana*) (Jensen *et al.*, 1986), la Gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) (Palmeirim, 1985) et le Dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*) (Katibah & Graves, 1978), présentent des résultats particulièrement intéressants, soulignant l'efficacité de cet outil.

L'objectif de ce projet est d'évaluer l'utilisation de la télédétection pour repérer l'habitat de reproduction de la Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*). Une étude préliminaire, faite à partir de sept sites de nidification situés sur l'île de Laval, a mis en évidence le potentiel de cet outil pour l'application qui nous intéresse (annexe A). Des résultats positifs impliqueront que la procédure élaborée, à la suite ou non d'ajustements, permettra d'estimer la superficie totale d'habitats de reproduction potentiels disponibles pour la bécasse, sur une surface aussi grande que son aire de répartition au Québec, à des coûts et à l'intérieur de délais raisonnables.

---

[3] Capteur TM.

CHAPITRE I

REVUE DES TRAVAUX

Depuis le lancement du satellite Landsat 1, le 23 juillet 1972, nous avons assisté à plusieurs tentatives d'application de la télédétection aux ressources terrestres. Les habitats fauniques comptent parmi ces ressources. Les capteurs des satellites Landsat sont particulièrement sensibles aux variations des structures végétales qui recouvrent la surface de la terre. La végétation représentant la principale composante des habitats fauniques (Talbot *et al.* 1984), les capteurs de la série Landsat semblent donc des outils intéressants pour l'étude de ces derniers.

Les habitats fauniques sont depuis longtemps l'objet d'études réalisées par interprétation de photographies aériennes. Cependant, la photo-interprétation cède lentement la place à la télédétection à mesure que cette discipline, et la technologie qui s'y rattache, progressent.

Nous voulons résumer ici le contenu de la littérature, disponible à ce jour, portant sur l'utilisation de la télédétection dans le cadre d'études d'habitats fauniques. La littérature portant sur ce sujet comporte essentiellement des travaux élaborés à partir de données acquises par les capteurs MSS (MultiSpectral Scanner) et TM (Thematic Mapper) portés par les satellites Landsat. Les possibilités du nouveau satellite français SPOT (Système Pour l'Observation de la Terre) seront aussi décrites.

Deux composantes gouvernent principalement le progrès en télédétection: l'appareillage et le traitement numérique. La qualité des appareils est reliée à la résolution spectrale et à la résolution spatiale alors que le traitement numérique est relié à la capacité d'extraire de l'information des données brutes. Il s'agit là des trois principaux facteurs limitatifs dans plusieurs domaines de la télédétection dont celui des habitats.

Cette revue compte donc trois parties qui correspondent à trois étapes de la progression technique des capteurs et du traitement numérique.

La première partie décrit la période où les chercheurs en aménagement de la faune ont fait le passage de l'interprétation de photographies aériennes à l'utilisation de la télédétection. La deuxième partie résume les premiers travaux qui ont exploité le traitement numérique des données des capteurs MSS. La dernière partie passe en revue les principaux travaux qui ont utilisé les données du capteur TM des satellites Landsat-4 et Landsat-5. Finalement nous présentons les avenues futures impliquant un raffinement des techniques de traitement numérique et l'utilisation des données du satellite français SPOT lancé en 1986.

PARTIE I: Passage de la photo-interprétation à la télédétection.

La photo-interprétation est le précurseur de l'utilisation de la télédétection. Dans le cadre d'études portant sur les habitats (identification, inventaire,...), le passage d'une méthode à l'autre semble s'être fait progressivement à partir du lancement du premier satellite de la série Landsat jusqu'au début des années '80. Les travaux de cette période furent réalisés à titre exploratoire.

Les premiers travaux identifiaient des composantes de la surface de la terre de façon plutôt sommaire. Par exemple, Heyland (1975) a examiné le lien qui existe entre la distribution saisonnière de la couverture de neige et le succès de nidification de l'Oie des neiges (*Chen caerulescens*). Jaques (1977) a identifié les zones de surbroutage de la réserve Suffield en Alberta, qu'il a reliées à la capacité de support du milieu.

Dans le cadre d'un projet de démonstration, Burgoyne et Visser (1978) concluent qu'il est possible de substituer les données numériques du capteur MSS des satellites Landsat aux outils traditionnels (photographies aériennes, cartes) pour l'aménagement de l'habitat du Cerf de Virginie

(*Odocoileus virginianus*) au Michigan (1 000 000 de têtes). Ils ont affirmé qu'on pouvait par cette technique diminuer les coûts, augmenter la précision de l'identification des peuplements et obtenir un travail relativement instantané. Les outils traditionnnels ne permettaient qu'un travail déphasé dans le temps et l'espace, à cause de leur caractère laborieux.

Un des ouvrages pionniers dans l'application de la télédétection sur les habitats fauniques est celui de Katibah et Graves (1978) qui porte sur le Dindon sauvage. Le Dindon sauvage étant un gibier recherché, ils désiraient augmenter sa population. Pour en arriver là ils ont défini statistiquement à partir de données MSS l'habitat du dindon, en se basant sur des sites caractérisés par une forte population de dindons. Ils ont pu ensuite classifier le reste de l'image à partir de ces valeurs. Finalement, en tenant compte de la surface minimale pour un site potentiel et de ressources telles que la présence d'eau, ils ont identifié des sites potentiels d'introduction. La méthode a permis d'obtenir de meilleurs succès d'introduction à des coûts moindres que pour une méthode traditionnelle. Il s'agit là d'une application pratique où l'utilisation des photographies aériennes n'est qu'accessoire. En effet celles-ci n'ont servi qu'à identifier les pixels composant les sites d'entraînement.

Quoique la plupart reconnaissaient la valeur de la télédétection, ils en restaient à l'utilisation de la photographie aérienne. En effet, en même temps, Rekas (1978) mettait au point une méthode d'identification d'habitats par interprétation de photographies aériennes. Les analyses sophistiquées restaient l'objet de la recherche, d'études de faisabilité et de projets de démonstration. Cette situation était imputable principalement à l'inaccessibilité de cet outil et de ses méthodes (Adams 1978) pour les intervenants en aménagement faunique, relativement à sa complexité.

Plusieurs auteurs ont adopté une approche dite "multistade". Il s'agit d'une combinaison des photos aériennes et des données numériques de capteurs satellites. On y identifie des composantes d'habitat à partir d'un processus de décision basé sur l'interprétation d'images dont l'échelle va en

grandissant. La première étape fait donc appel aux images MSS où l'on identifie des structures d'images très grossières. Les étapes suivantes impliquent des photographies aériennes dont l'échelle grandit jusqu'à l'identification des détails recherchés (Tueller 1980).

Le passage d'une technique à l'autre s'est donc fait de manière hétérogène. Certains s'en tiennent à la photographie aérienne, d'autres adoptent une approche multistade alors que d'autres font figure d'innovateurs en ne misant que sur les données numériques de capteurs satellites.

Dans la moitié des cas où les auteurs utilisaient les données MSS, ils interprétaient les images plutôt que d'y appliquer un traitement numérique. Dans les cas où ils exploitaient les données numériques, il s'agissait de traitements simples. En effet les rapports de bandes représentaient à peu près la seule étape de rehaussement (Katibah et Graves 1978).

Il semble que l'inaccessibilité de cette technique, relativement à sa complexité, freine le processus de passage d'une méthode à l'autre. Dans les projets où on utilise des données numériques, l'interprétation prend en général la place du traitement numérique.

PARTIE 2: Raffinement du traitement des données numériques et multiplication des applications dans le domaine des habitats.

Saxon (1983) a exploité les données numériques des capteurs satellites pour repérer des sites potentiels pour l'introduction d'animaux rares. Son travail porte sur *Lagorchestes hirsutus*, un petit marsupial macropode presque disparu du continent australien. L'habitat de celui-ci compte différentes composantes essentielles. Parmi celles-ci, notons la présence d'une graminée (*Triodia pungens*) et de dunes de sable rouge. Ces caractéristiques furent observées sur le seul site continental où on rencontre encore ce marsupial. La présence de cette graminée est reliée aux feux de forêt qui pendant les cinquante dernières années ont détruit la plus grande partie de son habitat.

Saxon (*op. cit.*) a choisi une image MSS de 1972 d'une région qui avait subi une sécheresse de trois ans. Ainsi, il a éliminé les habitats ayant un caractère éphémère. Saxon a exploré trois approches différentes:

-premièrement, il a tenté d'interpréter les données MSS sous forme de produits photographiques (fausses couleurs standards: bandes 4,5 et 7). Ce procédé a permis de localiser les habitats déjà connus mais n'a fourni aucune base logique pour trouver de nouveaux sites;

-deuxièmement, il a tenté d'appliquer une classification supervisée à ces données. D'abord, en traitant l'habitat du macropode comme une seule unité de terrain; les résultats sont insatisfaisants. Puis, en essayant d'identifier chacune des composantes de l'habitat; le résultat montre trop de pixels mal classifiés où les composantes se chevauchent, ou encore que d'autres composantes combinées présentent des valeurs de réflectance semblables à celles des composantes recherchées;

-la troisième offre les résultats les plus satisfaisants. Il s'agit de l'interprétation d'images rehaussées par étirement de contraste (étirement linéaire, courbe, "stepwise", "piece wise"). Cette méthode a permis de localiser trois sites qui furent examinés de plus près avec des données auxiliaires. L'auteur conclut en insistant sur la possibilité d'un suivi qu'offrent ces données numériques.

Donc Saxon (*op. cit.*) a fait appel à l'interprétation plutôt qu'à une analyse numérique. Selon lui la procédure la plus automatisée ne donne pas nécessairement les meilleurs résultats pour un travail donné. Certains travaux se prêtent moins bien à ce genre de traitement, les limites spectrales du capteur MSS sont probablement en partie responsables du mauvais résultat de la classification supervisée. Aussi, une classification non supervisée aurait permis peut-être d'obtenir des résultats plus détaillés pour définir les classes spectrales composant l'habitat, c'est-à-dire que les observations

de terrain sur un habitat ne permettent pas toujours de définir spectralement ce dernier adéquatement lors d'une classification supervisée. La classification non supervisée permet de voir l'habitat de l'oeil du capteur.

Gagnon (1984) a évalué divers outils de télédétection pour repérer les habitats d'hiver du Cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) au Québec. Ce cervidé est fortement associé à la végétation qu'il fréquente ainsi qu'au relief, particulièrement durant l'hiver. Son habitat est composé de conifères (60%) pour l'abri, et de jeunes feuillus pour l'alimentation. De plus, il préfère les formations géologiques à orientation sud et sud-ouest qui protègent des vents dominants et favorisent une exposition maximum au soleil de midi.

Gagnon (*op. cit.*) a comparé l'utilisation des images MSS à celle de photographies aériennes à différentes échelles, prises à différentes époques de l'année et d'émulsions variables. Tous ces types d'image ont été soumis à une analyse densitométrique réalisée avec un numérisateur vidéo d'image. En utilisant l'image MSS comme un produit photographique, il a numérisé celle-ci et les photos aériennes en attribuant à chaque unité spatiale une valeur de densité (16 possibles: 8 bits).

Les résultats montrent que les images MSS sont limitées par la résolution du capteur. En effet, les unités d'habitats du Cerf du Virginie sont petites et hétérogènes (en mosaïques) étant composées de conifères et parsemées de pochettes de feuillus. Les photographies infrarouges 1:30 000 prisent en mars 1971 offrent les meilleurs résultats.

La télédétection (dans ce cas, les photos aériennes) permettra l'aménagement de nouveaux sites d'hiver pour le Cerf de Virginie à mesure que les anciens se détérioreront par succession.

Dixon *et al.* (1984) ont accompli un inventaire systématique des habitats potentiels pour l'Orignal (*Alces americana*) dans le centre-nord du Manitoba. Cette région a été affectée par la

montée des eaux provoquée par l'aménagement d'une centrale hydro-électrique sur la rivière Churchill. Les autochtones de la région ayant constaté une baisse de la population d'orignaux, les autorités concernées décidèrent de se lancer dans un inventaire aérien des populations d'orignaux. Avant tout, ils devaient procéder à un inventaire des habitats potentiels (en terme de végétation) afin de limiter les coûts et d'augmenter la précision de l'inventaire aérien. Afin d'accomplir ce travail rapidement, ils ont utilisé des images MSS qu'ils ont traité à l'aide du système ARIES II.

Dixon *et al.*. (*op. cit.*) ont procédé par classification non supervisée pratiquée sur une sous-zone. Cette procédure a été choisie à cause de l'insuffisance de données de terrain précises et du peu de temps alloué pour accomplir le projet. De plus, le but visé ne nécessitait pas une procédure plus élaborée telle qu'une classification supervisée par exemple, qui implique des levées de terrain détaillées. Les résultats ont été confrontés à des données traditionnelles (photos aériennes, cartes forestières...) à l'aide d'une matrice composée de confusion. Plus de 81.5% des 2319 parcelles vérifiées ont été bien classées dans un thème représentatif. Le résultat est illustré par des cartes thématiques 1:125 000 utilisables pour l'inventaire aérien d'orignaux, au-dessus d'habitats potentiels.

Talbot *et al.* (1984) ont cartographié (1:250 000) les différents types d'habitats disponibles sur le territoire du Refuge faunique national de Tetlin en Alaska. La végétation étant la principale composante définissant la plupart des habitats, c'est sur celle-ci qu'on a mis l'emphase. Leur méthode comprend cinq étapes et utilise la procédure de Fleming (1975) dite "modified-cluster block":

-la première étape consiste à définir neuf blocs d'échantillonnage d'une surface de 81 mi^2. Ces blocs englobent toute la variation spectrale présentée par ce territoire. Des levés de terrain détaillées ont permis d'identifier tous les peuplements présents dans chacun des blocs;

-la deuxième étape comprend le prétraitement. Une fois l'acquisition d'une image MSS (1977) faite, les auteurs ont procédé aux corrections géométriques pour obtenir une projection de Mercator. Cette étape permet de superposer des données auxiliaires lors du raffinement et de l'interprétation des résultats. Les corrections géométriques consistent à positionner des points de contrôle sur une carte topographique UTM (Universal Transverse Mercator) et sur l'image MSS. Ensuite, un logiciel génère une rotation, une translation et des paramètres d'échelle appropriés. On en arrive à une image MSS en projection Mercator. Cette transformation est devenue courante en télédétection. Elle permet une standardisation des données numériques et une normalisation relativement aux mouvements de la plate-forme satellite et à la courbure de la terre;

-la troisième étape implique le développement des sites d'entraînement. C'est ici qu'intervient l'approche de Fleming (1975). Talbot *et al.* (*op. cit.*) ont ajouté trois blocs de plus aux neuf déjà sélectionnés, pour des raisons qu'ils ne précisent pas, afin d'atteindre un total de 12. Ils ont séparé en deux l'ensemble des 12 blocs pour obtenir deux groupes de six blocs. Afin de créer un nombre arbitraire de 40 classes spectrales à partir de 4 canaux, pour chacun des deux groupes, ils ont utilisé un algorithme de groupement. Cette procédure permet une meilleure estimation des propriétés spectrales. Ils ont fondu les résultats des deux groupes en un où on a défini des classes significatives non redondantes;

-la quatrième étape permet d'associer chaque classe spectrale à un type de végétation particulier. Les données de terrain ainsi que des photographies aériennes ont été pour cela intégrées au traitement des données brutes;

-la cinquième étape comprend la classification du reste de l'image. Chaque pixel a été étiqueté par une des classes créées à l'étape précédente. Cette dernière étape implique aussi le raffinement du résultat de la classification. Des observations de l'intégrité de celle-ci ont

permis de mettre en évidence des erreurs provoquées par le relief du terrain. Par exemple des peuplements à l'ombre des montagnes peuvent être classifiés dans la classe "eau". Talbot *et al.* (*op cit.*) ont appliqué un modèle de terrain qui intègre des données topographiques pour normaliser les données numériques.

Les résultats des travaux de Talbot *et al.* (*op. cit.*) ont la forme de cartes thématiques 1:250 000. Il s'agit de travaux pionniers pour l'Alaska. Le court délai de réalisation, la grande superficie du Refuge, et la facilité d'intégration de données auxiliaires aux données numériques rendent cette méthode efficace. La précision des résultats est satisfaisante pour un travail de la sorte.

Talbot *et al.* (1985) ont appliqué la même méthodologie pour les habitats du Refuge faunique national de Kenai en Alaska. La seule différence se trouve au niveau de la définition des sites d'entraînement. En effet, ils ont séparé les 12 blocs initiaux en trois groupes plutôt que deux, qu'ils ont séparé en 50 classes spectrales plutôt que 40. Les résultats sont sensiblement plus satisfaisants.

Ces deux projets permettent de combler un manque au niveau de la cartographie des habitats pour l'Alaska et sont le premier effort d'analyse numérique et systématique dans ce domaine. Ici, à l'opposé de l'approche multistade, les données numériques sont le noyau de la méthode alors que les données photographiques et de terrain ont un rôle plutôt complémentaire. Les corrections de type topographique rendent le résultat intéressant compte tenu de l'échelle désirée.

Bright (1984) a réalisé un suivi sur l'habitat du Wapiti (*Cervus elaphus*) en Oregon. L'habitat du Wapiti est affecté par le déboisement intensif qui s'y pratique. Il a utilisé une classification non supervisée pour ensuite regrouper les classes spectrales résultantes en classes correspondant aux composantes de l'habitat du Wapiti. Il a ainsi procédé pour des clichés MSS de 1975, 1978 et 1980. Il a ensuite calculé des taux de changement pour chaque composante afin d'élaborer un modèle prévisionnel. Ce dernier lui a permis de faire une prévision sur l'état de

l'habitat du Wapiti, pour l'année 1985, si on appliquait le statu quo au niveau de l'exploitation forestière. Aussi, ayant divisé son territoire en sous-zones, il a pu localiser des points (sous-zones) sensibles. Finalement, son modèle lui a permis de simuler divers scénarios d'aménagement forestier et d'en estimer l'impact sur l'habitat du Wapiti. Il s'agit là d'un outil de suivi et de simulation qui rend le travail des aménagistes plus rationnel et efficace.

Hardin (1985) a comparé trois outils différents (télédétection: image MSS, photographies aériennes petite et grande échelle) dans le cadre d'un projet de cartographie des divers types de marais présents au Delaware. Les marais offrent des habitats pour plusieurs espèces de poissons pêchées sportivement et commercialement ainsi que pour la sauvagine. Ils représentent donc une ressource naturelle économiquement importante pour cet Etat. Les autorités concernées ont donc projeté de cartographier ces marais.

Les images MSS ont été corrigées géométriquement. Hardin (*op. cit.*) a ensuite combiné des images (2) prises à différentes époques de l'année pour produire huit bandes spectrales utilisées dans une classification supervisée. Cette approche multidate a permis de classifier correctement à 72% les pixels dans la classe "marais" . Dans le cas des photographies aériennes à petite échelle, les milieux ont été correctement classifiés à 95% pour des coûts moins élevés. Cette différence est due au fait que les marais sont répartis en franges étroites ou en agrégats ("patch") de petites dimensions. Les capteurs MSS n'offrent pas une résolution suffisante pour bien discerner ces structures. Chaque pixel chevauche trop souvent plusieurs milieux différents. L'auteur prévoit cependant des améliorations au niveau de la résolution spatiale et spectrale avec la venue des capteurs TM. De plus, la résolution spectrale de ces capteurs permettra selon lui, de détecter des phénomènes non mesurables autrement (stress écologique, biomasse). Finalement, dans le cadre de leur projet, les photos aériennes à petite échelle étaient moins dispendieuses, mais les images satellites deviendront avantageuses du côté des coûts dans le cadre de suivis.

Haves *et al.* (1985) ont repéré par télédétection l'habitat des larves de certaines espèces de moustiques nuisibles à la santé publique. En effet, ils sont souvent vecteurs de maladies qui touchent l'homme (malaria, méningite, etc.). Le repérage des habitats larvaires permet d'y intervenir par un contrôle chimique ou biologique. Les images MSS permettent cette localisation à partir des caractéristiques spectrales des habitats humides. Ils ont appliqué une classification supervisée à trois images prises à différentes époques de l'année. Ces classifications ont fourni des résultats justes à 72% en moyenne. En employant l'approche multidate (les trois images combinées pour obtenir 12 bandes spectrales plutôt que quatre) ils ont atteint une précision de 95%.

Spécifiquement pour les habitats de larves de moustiques, Hayes *et al.* (*op. cit.*)ont relevé trois difficultés dans l'utilisation de la télédétection. Premièrement, ils notent la faible résolution des capteurs MSS étant donné la dimension réduite et la forme souvent rectiligne des habitats. Avec l'avénement de capteurs améliorés, le problème semble temporaire. Deuxièmement, la couverture de nuages rend la sélection des images difficile dans certaines régions . En effet, il y a parfois interférence entre le cycle du satellite et celui de la couverture nuageuse. Les interventions dans le domaine de l'hygiène publique implique l'absence de délais. Finalement, le délai de traitement des données peut devenir un facteur limitatif dans un programme de contrôle des moustiques. La prise du cliché et le traitement des données doivent être réalisés à l'intérieur d'une courte période pour une intervention efficace. Cependant, il semble que des dispositions particulières pourront être prises dans des situations d'urgence. La capacité de bien discriminer le degré d'humidité du sol permettrait d'augmenter le succès de la classification. L'avènement des capteurs TM qui possèdent une résolution spectrale accrue rendra peut-être cette discrimination plus facile. Les résultats de ce projet sont intéressants car il s'agit là d'une application de la télédétection sur les habitats, qui touche la santé publique et est donc de première importance.

Murray et Leckenby (1985) ont mis au point un algorithme de classification utilisant la distance à la bordure, ce qui est très original et efficace pour des simulations d'aménagement

d'habitats. Ils ont observé que le Wapiti (*Cervus elaphus*) des montagnes Rocheuses fréquente particulièrement des espaces où il trouve 60% de couvert d'alimentation et 40% de couvert d'abri, la composition végétale de ces milieux étant différente. L'interface de ces milieux représente un lieu de prédilection pour le Wapiti. Les auteurs ont mis au point une méthode de traitement numérique des images MSS qui permet de tenir compte de ces caractéristiques lors d'aménagements forestiers. Ainsi, une fois une classification supervisée satisfaisante réalisée, il s'agit de reclassifier les pixels de l'image en fonction de leur distance à une bordure, calculée grâce à l'algorithme de la distance à une bordure. Une fois l'image reclassifiée en intégrant ce paramètre, on peut calculer un indice de qualité d'habitat pour un territoire donné. Cette méthode leur a permis de simuler dix situations d'exploitation forestière dans une région de l'Oregon et d'en évaluer l'impact sur l'habitat du Wapiti. La proximité des routes et villes est incluse dans le processus d'évaluation. Cette méthode représente une étape importante dans l'étude des habitats par télédétection. Il s'agit d'un pas supplémentaire à la classification, qui ajoute un paramètre structural aux paramètres spectraux. Elle offre un outil efficace pour l'aménagiste forestier et faunique.

Green et Lynch (1986) ont tenté d'estimer par télédétection la densité des populations de quelques espèces d'oiseaux migrateurs qui séjournent durant une partie de leur cycle annuel dans la forêt tropicale de la péninsule de Yucatan au Mexique, indirectement via la superficie des habitats. La première difficulté rencontrée fut de trouver des images MSS sans nuage pour ces régions. Ils ont procédé à une classification non supervisée qui a permis, à partir de données de terrain, de définir dix classes écologiquement significatives. A partir des recensements d'oiseaux, ils ont évalué approximativement la densité de population de quelques espèces d'oiseaux tels que la Fauvette à capuchon (*Wilsonia citrinia*). Connaissant la densité théorique de cette espèce pour chaque type de groupements végétaux, et sachant la surperficie de chacun de ces milieux, ils ont estimé la population d'hiver pour ce cliché MSS à un ordre de 30 000 à 40 000 oiseaux. Cette approche permet de mener un suivi dans un but de conservation. La forêt tropicale ayant subi durant les 15 dernières années de fortes perturbations (déboisement), il convient aujourd'hui d'examiner l'état de celle-ci et de la faune

qui l'occupe. De telles approches conviennent bien aux grandes étendues que représente la forêt tropicale.

Green et Lynch (*op. cit.*) ont cependant fait ressortir quelques limites à la méthode. Premièrement, pour aller plus loin dans de telles estimations régionales de populations, il faudra mener des recensements plus détaillés se rapportant à plusieurs autres espèces. Aussi, certaines espèces ne se prêtent pas bien à cette approche puisque leur densité est contrôlée par d'autres facteurs que la végétation ou encore que l'habitat est trop petit pour être détecté par les capteurs MSS. Il s'agit là malgré tout d'une voie prometteuse vu la superficie de la forêt tropicale.

Bien que l'usage amène un progrès des techniques de traitement numérique, les limites spectrales et spatiales des capteurs MSS devenaient de plus en plus évidentes dans le cas des applications sur les habitats. L'arrivée des capteurs TM et du satellite SPOT a repoussé ces limites.

PARTIE 3: Avènement des capteurs TM et HRV (SPOT).

L'arrivée des capteurs TM a rendu les travaux sur les habitats plus précis et, dans bien des cas, vraiment applicables en aménagement de la faune. Les capteurs TM, portés par les satellites Landsat-4 et Landsat-5, possèdent une résolution spatiale de 30 m par 30 m. Pour ce qui est de la résolution spectrale, ils sont sensibles à sept bandes du spectre. La résolution radiométrique est améliorée et la sensibilité des capteurs accrue (Sabins 1987). La plupart des travaux réalisés jusqu'à maintenant sur les habitats avec les données TM le sont à titre expérimental.

Sirois et Bonn (1986) ont évalué les possibilités du capteur TM pour repérer les composantes des ravages du Cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Ils ont pratiqué une classification dite partielle. Celle-ci implique un ajustement du résultat de la classification supervisée de façon à

éliminer les classes ayant peu d'importance écologique et apportant de la confusion au produit visuel. Ils ont aussi rehaussé des détails importants tels que le réseau de drainage et les coupes en damier. Ils ont ensuite comparé le résultat obtenu avec les données TM et le résultat obtenu par interprétation de photographies aériennes 1:50 000 noir et blanc. Ils concluent que le résultat est équivalent (précision de 78.5% pour les données TM et 73.5% pour la photo-interprétation). Cependant, pour une portée régionale, les données TM sont plus adéquates vu les coûts et le temps de traitement. De plus, la photo-interprétation ne permet de réaliser un inventaire qu'à tous les cinq ans environ alors que les données TM le permettent, à la limite, à tous les 18 jours.

Jensen *et al.* (1986) ont cartographié les sites d'alimentation de la Cigogne d'Amérique (*Mycteria americana*). Cet échassier fréquente les marais et étangs peu profonds où il se nourrit de petits animaux aquatiques. Il s'agit d'une espèce en voie d'extinction. C'est pourquoi ils ont localisé les sites d'alimentation potentiels non fréquentés par la cigogne pour d'éventuelles interventions autour de la colonie de Birdsville en Georgie. Ils y sont arrivés par une classification non supervisée d'un cliché TM. Afin de réduire la quantité de données, pour rendre le traitement moins dispendieux sans perdre d'informations, Jensen *et al.* (*op. cit.*) ont utilisé la transformation de Kauth-Thomas (1976) qui réduit les données à un espace à trois dimensions (intensité, vert, humidité). Cet algorithme rehausse les contrastes des composantes de l'habitat de la cigogne. Les résultats furent très satisfaisants. En conclusion, Jensen *et al.* (*op. cit.*) signalent que, comme la disponibilité des sites d'alimentation est variable à l'échelle saisonnière et annuelle, il faudrait réaliser un suivi pour bien estimer l'étendue de ces sites et leur évolution.

Palmeirim (1985) a réalisé probablement le travail le plus complet, précis et pratique dans le domaine de l'application de la télédétection à l'étude des habitats et de l'aménagement de la faune. Son projet porte sur l'habitat de la Gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*). Il a d'abord réalisé une classification supervisée en utilisant deux algorithmes différents. Il s'agit des algorithmes du "maximum de vraisemblance" et du "minimum de distance". Il a par la suite combiné les deux

algorithmes afin d'obtenir les meilleures performances des deux à la fois. Pour obtenir une carte de la qualité d'habitat, il a élaboré un modèle qui intègre des composantes de l'habitat non repérables spectralement. Premièrement il a appliqué un filtre qui permettait d'éliminer les lots trop petits et isolés pour être satisfaisants comme habitat. Deuxièmement il a intégré la distance à la bordure . La bordure a une importance du fait qu'elle est corrélée avec le type de végétation au sol qui est recherché par la gélinotte. Finalement il a évalué le potentiel de chaque pixel ayant passé les deux premières étapes, selon la valeur moyenne du voisinage dans un rayon égal au territoire moyen d'un mâle adulte. Pour réaliser ensuite une carte de sites potentiels d'introduction, il a intégré l'accessibilité des sites en fonction de la distance pour atteindre la route la plus proche et les types de milieux à franchir pour l'atteindre. La validité du modèle est difficile à évaluer, mais il s'agit là d'un effort remarquable pour rationnaliser le travail des aménagistes.

En 1986, les Francais ont lancé le satellite SPOT (Satellite Pour l'Observation de la Terre). Celui-ci est doté d'un capteur HRV (Haute Résolution Visible) à modes multispectral et panchromatique. Le premier mode a une résolution de 20 m par 20 m et possède trois canaux sensibles au vert, rouge et à l'infrarouge. Le second a une résolution spatiale de 10 m par 10 m (Sabins 1987). La forte résolution de ce capteur rend les études d'habitat encore plus précises spatialement quoique spectralement il soit moins performant.

Daoust *et al.* (1985) et Daoust (1986) sont parmi les seuls à avoir jusqu'à maintenant, exploité les données d'une simulation (avion) du satellite SPOT pour l'étude d'un habitat faunique. Leurs travaux ont porté sur l'habitat du Carouge à épaulette (*Angelaius phoenicuis*). Cet oiseau provoque des pertes sévères à la production de maïs-grain en Amérique du Nord. Afin d'appliquer des méthodes de contrôle sur les populations de cette espèce, il faut d'abord pouvoir localiser les sites potentiels d'alimentation utilisés au printemps avant la reproduction, afin d'atteindre ceux-ci à des fins de contrôle au moment le plus propice.

Daoust *et al.* (*op. cit.*) et Daoust (*op cit.*) ont réalisé une classification supervisée afin d'obtenir une carte thématique des milieux fréquentés par le Carouge à épaulette. Ils ont ensuite mis au point un modèle prévisionnel pour localiser les sites potentiels d'alimentation. Ce modèle implique entre autres des paramètres spatiaux (distance à un peuplement,...). Il n'est pas traité automatiquement avec les données SPOT (simulation). Donc, ici les données numériques sont utilisées pour produire une carte thématique sur laquelle les paramètres spatiaux sont calculés manuellement. Cependant l'image offre une résolution accrue.

Certains des critères de sélection du carouge pour ses sites d'alimentation ne sont pas évidents. Cette espèce se prête plus ou moins bien à ce genre de traitement. La dimension des bosquets et des fossés par exemple, est imperceptible sur une image SPOT (simulation). On réalise par cela que les capteurs sont limités dans l'étude des habitats, aux composantes macroscopiques. Plusieurs espèces occupent un habitat dont les composantes sont toutes imperceptibles relativement à leur taille. Donc cette technique ne répond pas à toutes les espèces.

L'arrivée des capteurs TM et HRV (SPOT) a rendu efficace les travaux en télédétection appliquée aux habitats, compte tenu du progrès dans le traitement numérique et de la résolution de ces capteurs. Il semble que l'analyse numérique de texture offrira une nouvelle avenue pour l'étude d'habitats qui comptent plusieurs composantes. En effet, l'amélioration de la résolution spatiale fournit plus d'information mais sous une forme très hétérogène. De nouvelles méthodes de traitement sont donc nécessaires pour extraire cette information. Aussi, l'application de corrections radiométriques relativement aux effets de l'atmosphère sur le signal reçu, devient courante.

Nous concluons en affirmant que la télédétection possède plusieurs avantages par rapport à la photo-interprétation. Cependant, ces dernières ne peuvent être totalement remplacées et demeurent donc une source de référence essentielle, tout comme les données de terrain.

Les appareils de télédétection et les techniques de traitement numérique des images sont encore limités. Cependant le progrès est rapide, rendant l'utilisation de plus en plus efficace et donc plus répandue. Plusieurs travaux montrent que la télédétection est une source de rationalisation des travaux sur les habitats fauniques. Le satellite sera à l'aménagiste ce que le microscope est à l'histologiste, ou le radioscope au médecin, c'est-à-dire une extension des sens qui permet d'interpréter une situation de façon objective dans notre cas, c'est-à-dire par le biais du traitement numérique.

Cette revue de littérature montre que la télédétection progresse rapidement (résolution spatiale et spectrale, traitement numérique) devenant de plus en plus efficace pour des applications sur la faune.

CHAPITRE II
MATÉRIEL ET MÉTHODES

La méthodologie d'évaluation comprend trois étapes: 1) la localisation des sites de reproduction sur photographies aériennes; 2) le traitement et la classification des données numériques; et 3) la validation des résultats de classification.

PARTIE 1: Localisation des sites de nidification.

Les lieux de l'étude sont compris à l'intérieur du cliché TM (Thematic Mapper) du 4 août 1984 (orbite 14; position 28; 3ième quadrant) du satellite Landsat-4. Les limites du cliché sont illustrées à la figure 1. La date du cliché coincide avec la présence de feuilles dans les arbres et un contraste au niveau de l'humidité du sol. Ces conditions permettent une bonne discrimination de la composition des peuplements. Les sites de nidification utilisés dans cette étude pour caractériser l'habitat de reproduction de la bécasse à l'aide de la télédétection, sont les mêmes que ceux qu'ont utilisés Bérubé et Couture (1986) et Couture et Bérubé (1986), dans le cadre de leurs travaux sur les caractéristiques structurales des habitats de nidification et d'élevage de la Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*). Parmi ceux-ci, 34 se trouvaient à l'intérieur du cliché TM que nous avons choisi. Ces sites sont situés sur l'île de Laval, à Repentigny, à St-Eustache et à Lachine. On retrouve leurs coordonnées géographiques à l'annexe B.

Tous les sites de nidification ont été positionnés à l'aide de repères visuels, sur une photographie aérienne verticale, noir et blanc (1983) à l'échelle 1:15 000. Les sites ont été découverts entre 1982 et 1985. Les photographies aériennes, le cliché TM, et les sites de nidification correspondent donc tous à la période comprise entre 1982 et 1985. Les variations structurales du milieu qui ont pu se produire durant cette période sont négligeables à l'échelle de l'évolution des

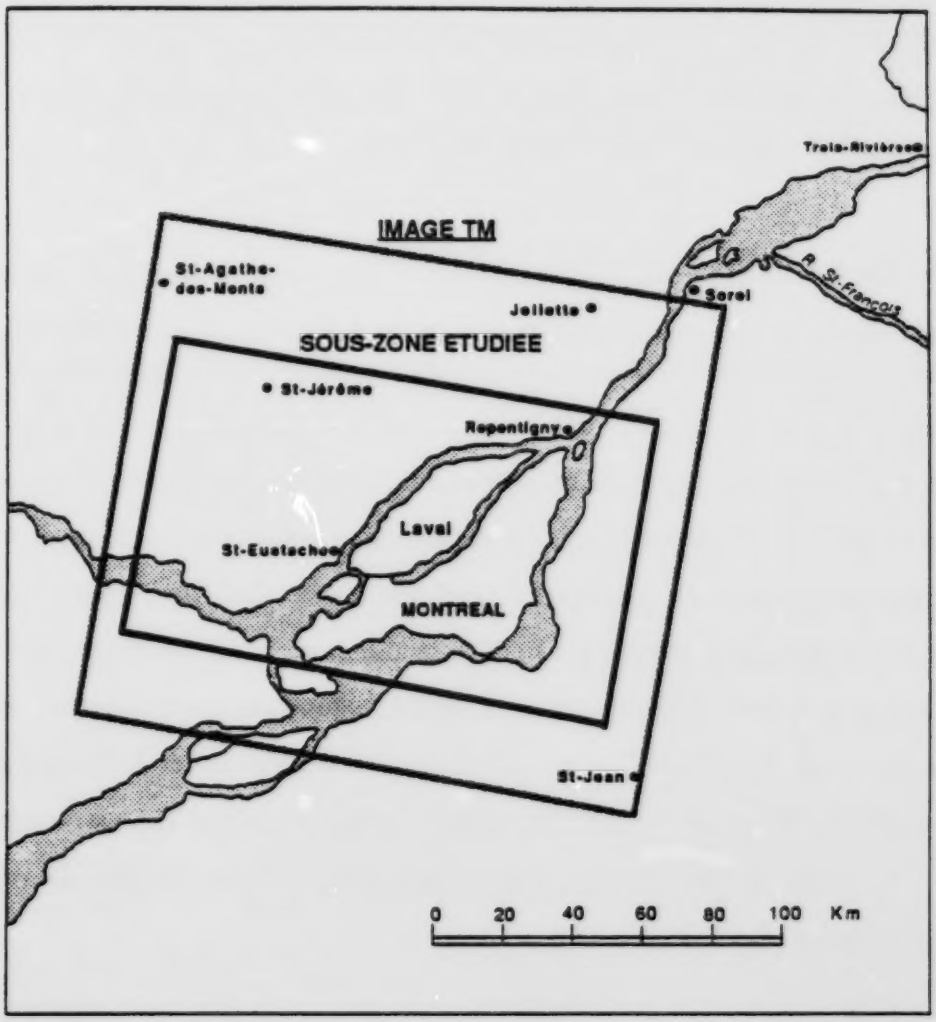


FIGURE 1.Situation géographique du quart d'image TM du 4 août 1984 et de la sous-zone étudiée

habitats de la bécasse. Rappelons qu'ils demeurent convenables pour la bécasse durant dix ans environ (Sepik *et al.*, 1981).

PARTIE 2: Traitement et classification des données numériques.

Le capteur TM des satellites Landsat-4 et Landsat-5 enregistre des images de 161 km de hauteur par 185 km de largeur. Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé un quart d'image. De plus, afin de réduire le temps d'utilisation du système informatique, nous avons réalisé le traitement des données numériques à l'intérieur d'une sous-zone qui occupe environ deux tiers du cliché TM (voir la figure 1). L'élément le plus petit d'une image est appelé "pixel" (picture element). Dans le cas du capteur TM, cet élément représente au sol un carré de 30 m de côté. Pour chacun de ces pixels, le capteur mesure et enregistre l'intensité de la réflectance pour six canaux, correspondant chacun à une région étroite du spectre électromagnétique dans la région du visible et du proche et du moyen infrarouge. Il mesure aussi l'émission pour un canal correspondant à l'infrarouge thermique (voir l'annexe C). Il s'agit là de sept paramètres apportant chacun une information particulière sur la nature de la surface de la terre. Ce capteur est similaire à un spectrophotomètre avec la différence qu'il mesure la réflectance plutôt que l'absorbance ou la transmittance. Le patron des lectures permet l'illustration des résultats sous la forme d'images respectant la configuration spatiale des objets de la surface de la terre.

Le lien entre les mesures de réflectance et les composantes des habitats réside dans l'absorption caractéristique des différentes composantes de la surface de la terre (végétaux, sols nus,...). La forme de l'onde électromagnétique réfléchie, plus ou moins la réciproque de la lumière absorbée, est particulière pour chaque composante (Saxon, 1983).

Le traitement des données numériques a été réalisé au Centre d'Application et de Recherche en Télédétection (CARTEL) de l'université de Sherbrooke, grâce au système de traitement ARIES III de la compagnie DIPIX. L'assistance d'un opérateur a facilité l'utilisation de ce logiciel.

Après avoir rendu le format des données sur ruban magnétique compatible pour le logiciel ARIES III, nous avons chargé ces données sur un disque dur. Nous avons par la suite affiché l'image TM sous la forme d'un composé coloré, sur un écran cathodique (haute résolution Hitachi, ty. HM-2719C-11). Il s'agit d'une représentation visuelle des données numériques, similaire à une photographie couleur où on peut comparer les pixels au grain de la photo. Une photo couleur résulte de trois émulsions superposées, chacune étant sensible à une portion du spectre, correspondant grossièrement à l'une des couleurs primaires. Dans le cas d'un composé coloré, on attribue à trois des sept canaux du capteur TM, une couleur différente selon le résultat visuel que l'on désire. On superpose ensuite les trois canaux sur l'écran cathodique pour obtenir un composé coloré. Ce produit permet une interprétation à même titre que la photographie aérienne. La combinaison couramment employée qui fournit en général de bons résultats visuels combine le vert (TMO2) , le rouge (TM03) et le proche infrarouge (TM04), affichés respectivement en bleu, en vert et en rouge (voir l'annexe C pour la nomenclature des canaux). Le résultat est similaire à une photographie aérienne de type infra-rouge couleur.

Une fois le composé coloré affiché, nous avons corrigé les mauvaises lignes. Elles sont faciles à repérer sur l'écran cathodique. Il s'agit de lignes complètes où les pixels affichent tous la même couleur, relativement pâle. Ces mauvaises lignes sont le fruit d'anomalies du capteur. On les corrige en faisant la moyenne des lignes se situant de part et d'autre de celle-ci.

Le canal TM06 (infrarouge thermique) a été retranché à cause de sa faible résolution spatiale: 120m. Nous avons ensuite créé sept nouveaux canaux à partir des six canaux originaux restants. Dans un premier temps, nous avons crée un néocanal à partir du rapport $^{TM04}/_{TM03,}$ c'est-à-dire

$_{infrarouge}/_{rouge}$. Ces canaux réagissent de manière inverse. C'est-à-dire que le rouge est fortement absorbé par la végétation alors que l'infrarouge l'est faiblement, et vice versa pour les surfaces nues. En utilisant le rapport, on rehausse le contraste entre ces milieux.

En second lieu, nous avons calculé les composantes principales du nuage de points formé par les six canaux originaux et le rapport de bandes grâce à la transformation de Karhunen-Loève ou Hotelling (Richards, 1986). Nous avons par cela réduit l'information comprise dans ces sept canaux à deux ou trois composantes significatives de la variation. En effet, les valeurs de "Eigenvector" montrent que les trois premières comprennent presque toute l'information, c'est-à-dire 92,8% (annexe D). Ces composantes sont l'équivalent de nouveaux canaux. Selon Sabins (1987), cette transformation a l'avantage de reléguer les bruits aux composantes les moins significatives qui seront ignorées lors des traitements subséquents (composantes 4, 5, 6, et 7).

Troisièmement, nous avons crée trois nouveaux canaux à partir de la transformation en espace couleur de Taylor. Il s'agit d'un algorithme qui rehausse le contraste des variations en remplissant l'espace couleur. Cette transformation a été réalisée à partir des trois premières composantes principales (Richards, 1986).

Finalement, nous avons pratiqué un étirement linéaire sur les six canaux originaux et les sept nouveaux canaux. Cette transformation permet une augmentation du contraste des composés colorés. Les valeurs de réflectance sont représentées par des valeurs numériques d'intensité allant de 0 à 255. Lorsque nous avons connu, pour un canal donné, la distribution des valeurs des pixels des milieux "forêt", "culture" et "habitat de la bécasse", nous avons étiré les limites de cette distribution trimodale aux extrémités de l'échelle 0-255 (ces distributions sont tirées des sites d'entraînement décrits plus loin). L'étirement a été pratiqué sur ces trois milieux puisque ce sont eux que nous voulions discriminer (voir un exemple schématisé pour un canal à la figure 2).

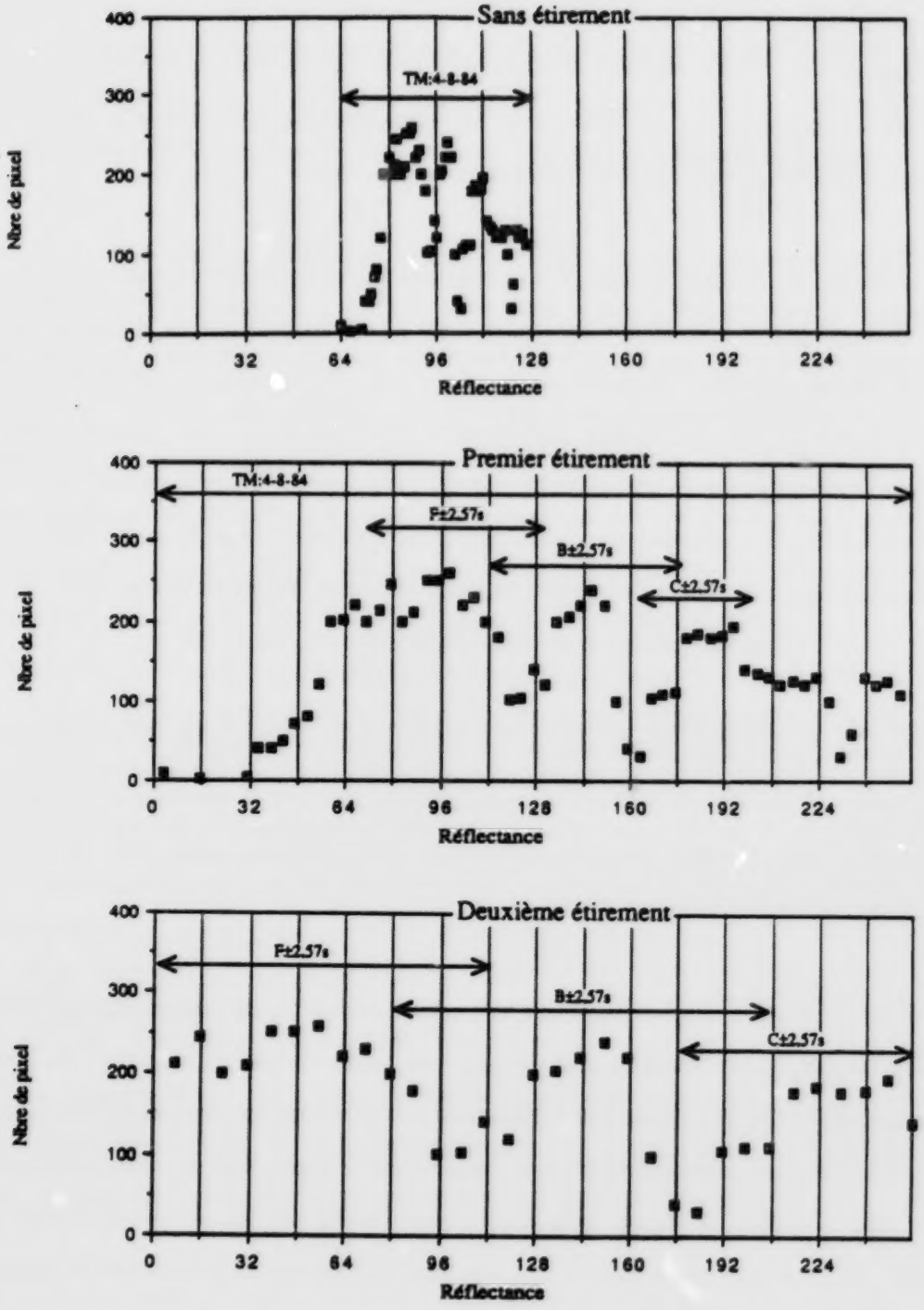


FIGURE 2. Shématisation des étirements linéaires pour un canal.

Remarque: Afin d'établir la limite de chaque classe pour la réalisation des étirements linéaires, nous avons calculé X± 2,57 s, où X est égal à la moyenne d'une classe et s à l'écart type. En assumant que les données suivent la loi normale, "X±2,57 x s" englobe 99% des valeurs de la population de la classe en question.

Nous avons par la suite tenté différentes combinaisons de canaux pour obtenir le meilleur composé coloré. Les canaux TMS7, TMS5 et la deuxième composante principale (CP22), affichés en rouge, vert, et bleu, offrent le composé coloré le plus satisfaisant. Il nous a permis une discrimination efficace des différents types de végétation (figure 3).

C'est à l'aide de ce composé coloré que nous avons positionné à un pixel près les sites de nidification à partir des photos aériennes. Chaque site de nidification sert à la délimitation d'un site d'entraînement. Il s'agit de la surface couverte par le peuplement végétal dans lequel se trouve le site de nidification . Nous avons identifié les limites du peuplement en interprétant la photo aérienne correspondante par stéréoscopie (4X). Les critères d'interprétation sont l'homogénéité de la texture et l'intensité des teintes de gris. L'ensemble des sites d'entraînement fournit les valeurs nécessaires pour caractériser l'habitat de la bécasse. Nous en avons fait autant pour les autres classes pertinentes de milieux, c'est-à-dire la forêt mature, la culture, les surfaces dénudées de végétation (villes, routes, terres nues non cultivées), et l'eau. Les deux premières servent à discriminer l'habitat de la bécasse alors que les autres, des classes plus générales, visent à offrir des points de repère afin d'obtenir un produit visuel facile à interpréter.

Les sites d'entraînement permettent la formation de classes définies par plusieurs paramètres c'est-à-dire autant de canaux qu'on y inclut. L'algorithme du maximum de vraisemblance de Bayes implique le calcul de fonctions discriminantes en autant de dimensions que de paramètres (Swain et Davis, 1978). Ces fonctions représentent les limites statistiques des classes. Un calcul de probabilité permet d'assigner chaque pixel du reste de l'image à l'une de ces classes. Nous avons appliqué cette procédure à nos données pour classifier le reste de l'image à l'aide du sous-logiciel ML du logiciel ARIES III. Les résultats sont présentés sous la forme d'une carte thématique. Cette procédure est appelée classification supervisée puisque l'on définit les classes à partir de sites d'entraînement dont les caractéristiques sont connues. Par opposition, une classification non supervisée implique un algorithme de groupement. Les classes sont alors définies strictement à partir

FIGURE 3. Portion du composé coloré TMS7/TMS5/CP22.
(Quart du haut à gauche de la sous-zone étudiée)

de la forme statistique des données. Il s'agit de classes statistiques pour lesquelles il faut utiliser des données auxiliaires (données de terrain, photos aériennes) pour en connaître la signification écologique. Les deux types de classification ont chacun leurs applications particulières (Swain et Davis, 1978). Dans le cadre de ce travail, seule la classification supervisée a été utilisée puisque nous disposions de beaucoup d'information sur les sites étudiés.

Nous avons effectué le calcul des moyennes et des écarts types des valeurs de réflectance[1] inhérentes à chaque classe, à partir des sites d'entraînement (tableau I). Les canaux qui montraient des valeurs de "t" faibles pour la comparaison des moyennes de la classe "habitat de la bécasse" et des classes "forêt" et "culture" (test de "t" à un seuil de signification de 0,05), n'ont pas été retenus pour les classifications. Nous avons aussi examiné la redondance entre les canaux pour les mêmes classes, grâce aux coefficients de corrélation et aux matrices de covariance, pour effectuer ce choix (voir l'annexe E).

Il est possible, pour une classification, d'ajuster le degré de rejet[2] pour chaque classe. Cette variable spécifie la quantité relative(%) de valeurs autour de la moyenne, qui sont conservées pour la définition de chaque classe.

Nous avons pratiqué quatre classifications différentes, c'est-à-dire une préliminaire et trois finales. Nous avons élaboré la classification préliminaire en comparant les résultats de différentes combinaisons de degrés de rejet, à des photos aériennes. Des degrés de rejet respectifs de 90%, 97%, 97%, 97%, et 95% pour les classes "habitat de la bécasse", "culture", "forêt", "eau" et "ville", semblaient offrir des résultats de classification satisfaisants. Seulement cinq canaux (TMS1, TMS3,

[1] Dans ce texte, ce que nous appelons "valeurs de réflectance" sont en réalité des valeurs de niveau de gris puisque pour obtenir des valeurs de réflectance il faut d'abord procéder à des corrections atmosphériques et radiométriques. Cependant, pour faciliter la compréhension du texte, nous avons utilisé le terme "valeur de réflectance.

[2] Le terme "degré de rejet" est la traduction du terme anglais "reject level" du logiciel ARIES III. Notons qu'il inspire l'inverse de ce qu'il signifie réellement, c'est-à-dire que le degré de rejet désigne la portion de la distribution, que l'on conserve.

TABLEAU I: Résultats d'un test de "t" de Student appliqué aux valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement des milieux "forêt", "habitat de la bécasse" et "culture", pour les 13 canaux de départ.

Canal	FORET			HAB. BEC.			CULTURE			t_{c1}*	t_{c2}
	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s		
TM 11	1188	39,85	5,58	315	54,96	9,44	399	69,65	8,95	-36,248	-21,256
TM 22	1188	30,80	4,59	315	51,23	7,33	399	61,48	7,30	-61,030	-18,595
TM 33	1188	23,38	4,42	315	37,02	5,00	399	51,10	12,87	-47,329	-18,352
TM 44	1188	122,66	10,76	315	188,42	15,54	399	192,83	27,80	-87,053	-2,521
TM 55	1188	93,18	10,05	315	136,42	9,73	399	160,44	12,00	-68,339	-28,824
TM 77	1188	56,54	6,65	315	77,97	7,16	399	96,80	12,92	-50,023	-23,204
STVG	1188	108,94	21,41	315	104,15	16,05	399	82,21	27,16	3,704	12,693
CP 11	1188	76,34	13,11	315	103,21	13,58	399	135,50	25,58	-36,097	-20,261
CP 22	1188	51,73	25,63	315	149,98	23,23	399	169,14	29,05	-61,650	-9,542
CP 33	1188	136,10	25,93	315	41,05	23,38	399	29,33	24,43	59,006	6,486
BRIL	1188	101,27	14,50	315	61,56	16,25	399	69,94	27,93	42,101	4,730
RV 11	1188	64,56	7,29	315	100,17	9,99	399	126,61	11,15	-70,846	-32,926
BJ 11	1188	42,26	12,46	315	91,62	12,46	399	118,34	17,17	-62,509	-23,212

* t_{c1}: forêt vs hab. béc.; t_{c2}: hab. béc. vs agriculture.

N.B. Les canaux gardés pour les traitements sont soulignés. Voir l'annexe C pour la nomenclature des canaux.

TMS5, CPS1, RVS1), parmi les huit jugés significatifs, ont été retenus pour cette classification par souci d'économie de temps de traitement puisqu'il s'agissait d'une classification préliminaire. Nous avons visité sur le terrain 13 peuplements importants en dimension, identifiés par cette classification comme des habitats de la bécasse (3ième semaine du mois de mai 1987). Inspirés des travaux de Bérubé et Couture (1986), de Cade (1985), et de Wishart et Bider (1976), il nous a semblé que quelques-uns de ces peuplements étaient trop matures alors que d'autres ne l'étaient pas assez. Nous avons alors rajouté les peuplements trop matures, comme sites d'entraînement, à la classe "forêt", et les peuplements trop jeunes à la classe "culture". Ces modifications ont été appliquées à la première classification finale. Après quelques essais, les degrés de rejet ont été fixés à 80%, 96%, 96%, et 99% pour les classes "habitat de la bécasse", "culture", "forêt", et "ville" respectivement. Pour cette classification, la classe "eau" a été éliminée pour des raisons d'économie de temps de traitement. Cette modification n'influence pas le résultat. Aussi, les 8 canaux significatifs ont été inclus pour cette classification et les prochaines, afin d'obtenir le meilleur résultat possible. Cette classification a été suivie du travail de terrain inhérent à la validation, décrite dans la prochaine partie. Cette démarche a permis de tenter deux classifications supplémentaires.

Pour la deuxième classification finale, nous avons repris les sites d'entraînement rajoutés à la première classification finale pour créer une nouvelle classe "culture" et une nouvelle classe "forêt". Les sites qui avaient été identifiés comme trop jeunes, affichaient des valeurs de réflectance se rapprochant de celles de la classe "forêt" à cause, nous semble-t-il, d'un taux d'humité du sol particulièrement élevé. Ce phénomène semblait augmenter la confusion des classes. Nous avons fixé les degrés de rejet à 75%, 96%, 96%, 99%, 99%, 95% et 95%, aux classes "habitat de la bécasse", "culture", "forêt", "eau", "ville", "culture 2" et "forêt 2" respectivement.

La troisième classification finale est identique à la précédente avec la différence que nous avons rajouté des sites d'entraînement à la classe "habitat de la bécasse" à partir de sites de grande dimension où nous avions observé la présence d'une bécasse lors de la collecte des données de

validation.. Les tableaux II, III et IV montrent les moyennes et les écarts types des valeurs de réflectance correspondant aux sites d'entraînement ajoutés aux trois classifications finales. Le résultat des classifications a été présenté sous forme de produits photographiques, tirés de diapositives conçues par un imageur de type "Imapro QCRD/42".

PARTIE 3: Validation des résultats de classification.

Pour valider les classifications finales, nous avons sélectionné 40 sites d'échantillonnage parmi les pixels classés "habitat de la bécasse" dans la première classification finale. La sélection a été effectuée au hasard et en tenant compte de l'accessibilité des lieux. Nous avons couvert de manière relativement uniforme, la surface de la sous-zone. Finalement, afin d'éviter les erreurs de localisation, chaque site d'échantillonnage devait être le noyau d'un carré d'au moins neuf pixels identifiés "habitat de la bécasse".

Sur chacun des sites d'échantillonnage, nous avons mesuré la valeur de huit paramètres de macrohabitat et des six paramètres inclus dans le modèle discriminant de Bérubé et Couture (1986) servant à identifier les différentes composantes du microhabitat de la bécasse. La liste de ces paramètres est présentée au tableau V. La méthodologie est la même que celle de Bérubé et Couture (1986) pour tous les paramètres. La surface terrière a été calculée. Le travail de terrain a été réalisé entre le 15 et le 23 juin 1987, c'est-à-dire approximativement à la même période que les travaux de Couture et Bérubé (1986).

Nous avons testé l'hypothèse nulle entre la moyenne des paramètres mesurés pour les 40 sites de validation et la moyenne des mêmes paramètres, mesurés selon la même méthodologie par Bérubé et Couture (1986), pour des sites d'élevage, des sites de nidification, et des sites de contrôle. Ces sites de contrôle avaient été localisés aléatoirement à l'intérieur de peuplements abritant un nid de bécasse. Pour comparer les moyennes, nous avons employé une analyse de variance à un critère de

TABLEAU II: Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 1.

Canal	FORET			HAB. BEC.			CULTURE		
	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s
TMS1	1844	83,29	29,65	315	115,18	27,24	767	148,90	25,74
TMS2	1844	83,78	30,89	315	133,96	22,72	767	159,67	21,19
TMS3	1844	68,95	20,80	315	97,27	13,70	767	126,72	32,68
TMS5	1844	86,27	34,75	315	139,83	16,79	767	166,73	29,80
TMS7	1844	77,83	25,81	315	112,14	16,12	767	142,89	37,97
CPS1	1844	71,11	27,16	315	100,66	19,04	767	137,38	37,96
CP22	1844	80,81	47,78	315	149,98	23,23	767	154,42	32,53
RVS1	1844	68,63	32,79	315	120,26	19,28	767	156,77	31,67

TABLEAU III: Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 2.

	FORET			HAB. BEC.			CULTURE			FORET 2*			CULTURE. 2*		
Canal	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s
TMS1	1356	75,45	20,90	315	115,18	27,24	1360	155,09	25,27	488	105,08	26	198	133,29	18,65
TMS2	1356	77,08	20,90	315	133,96	22,72	1360	154,30	23,74	488	102,42	30,96	198	151,08	16,65
TMS3	1356	64,99	20,02	315	97,27	13,70	1360	153,19	35,08	488	79,95	18,90	198	108,29	13,21
TMS5	1356	71,75	26,71	315	139,83	16,79	1360	185,08	26,89	488	126,61	19,11	198	140,39	12,20
TMS7	1356	69,26	22,34	315	112,14	16,12	1360	176,41	36,84	488	101,64	18,99	198	114,40	13,59
CPS1	1356	67,58	24,45	315	100,66	19,04	1360	175,39	36,02	488	80,90	31,59	198	115,41	16,90
CP22	1356	60,55	34,59	315	149,98	23,23	1360	115,66	42,55	488	137,11	31,46	198	142,01	24,78
RVS1	1356	56,03	25,38	315	120,26	19,28	1360	168,34	37,04	488	103,63	24,62	198	127,15	15,07

*Il s'agit de classes indépendantes des classes FORET et AGRICULTURE.

TABLEAU IV: Valeurs moyennes de réflectance des sites d'entraînement de la classification 3.

	FORET			HAB. BEC.2*			HAB. BEC.			CULTURE			FORET 2			CULTURE 2		
Canal	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s	n	moy	s
TMS1	1356	75,45	20,90	84	131,80	19,06	315	115,18	27,24	1360	155,09	25,27	488	105,08	38,26	198	133,29	18,65
TMS2	1356	77,08	20,90	84	119,56	21,74	315	133,96	22,72	1360	154,30	23,74	488	102,42	30,96	198	151,08	16,65
TMS3	1356	64,99	20,02	84	89,69	14,59	315	97,27	13,70	1360	153,19	35,08	488	79,95	18,90	198	108,29	13,21
TMS5	1356	71,75	26,71	84	136,48	17,60	315	139,83	16,79	1360	185,08	26,89	488	126,61	19,11	198	140,39	12,20
TMS7	1356	69,26	22,34	84	102,17	17,14	315	112,14	16,12	1360	176,41	36,84	488	101,64	18,99	198	114,40	13,59
CPS1	1356	67,58	24,45	84	91,60	22,86	315	100,66	19,04	1360	175,39	36,02	488	80,90	31,59	198	115,41	16,90
CP22	1356	60,55	34,59	84	153,10	25,92	315	149,98	23,23	1360	115,66	42,55	488	137,11	31,46	198	142,01	24,78
RVS1	1356	56,03	25,38	84	119,07	20,03	315	120,26	19,28	1360	168,34	37,04	488	103,63	24,62	198	127,15	15,07

*Il ne s'agit pas d'une nouvelle classe mais des moyennes et écarts types mesurés indépendamment pour les sites d'entraînement de reproduction ajoutés pour cette classification.

TABLEAU V: Liste des paramètres de validation.

A- Paramètres* utilisés par Bérubé et Couture (1986) dans un modèle discriminant pour identifier les différentes composantes du microhabitat:

- Sol nu (%).....SNU
- Hauteur des herbacées (cm).....HHE
- Densité des arbustes ≥ 0,30m < 1,25m (tige/25m^2).....DAR
- Distance proximale à un point d'eau (m).....DEA
- Distance proximale à une ouverture (m).....DOU
- Hauteur de la bordure (m).....HBO

B- Paramètres* de macrohabitat :

- Couverture végétale (%).....RAT
- Recouvrement arbustif total (%).....RAF
- Densité des arbres ≥ 2,5m (hauteur) < 7,6 cm (DHP) (tige/25m^2).....CL1
- Densité des arbres ≥ 7,6 cm <15,2 cm (tige/25m^2).....CL2
- Densité des arbres ≥ 15,2 cm (tige/25m^2).....CL3
- Densité totale des arbres (tige/25m^2).....CLT
- Diamètre à la hauteur de la poitrine (cm).....DHP
- Surface terrière (m^2/hectare).....STE
- Fréquence absolue de présence des essences arborescentes

*Tous ces paramètres sont mesurés selon la méthode de Bérubé et Couture (1986).

classification avec un seuil de signification de 0,05. La normalité a été vérifiée par un test de conformité de Komolgorov-Smirnov, alors que l'égalité des variances l'a été par un test de Bartlett. Parmi les paramètres qui ne respectaient pas les conditions d'application de l'ANOVA, certains ont été transformés avec succès alors que les autres ont été soumis à un test non paramétrique de Kruskal-Wallis.

L'hypothèse nulle a aussi été testée sur les fréquences absolues de l'essence arborescente dominante. Nous avons alors employé un test de G à un seuil de signification de 0,05.

Pour valider la deuxième et troisième classification finale, nous avons simplement éliminé les stations de validation correspondant aux pixels, parmi les mêmes 40, qui n'étaient plus classifiés "habitat de la bécasse", et procédé au même traitement. Le tout a été réalisé avec le logiciel SPSS (Statistical Package for Social Sciences).

Quelques observations sur la présence de bécasses ont été notées lors des visites sur le terrain: traces d'alimentation, fientes (miroir), envolées, pistes.

CHAPITRE III

RESULTATS

Quatre classifications supervisées ont été réalisées, c'est-à-dire une préliminaire et trois finales (Clas.1, Clas.2, Clas.3), comportant différentes spécifications. Le tableau VI présente les résultats de ces classifications. En portant une attention particulière à la classe "habitat de la bécasse", on constate que la superficie de celle-ci varie d'une classification à l'autre. Elle tend à diminuer à mesure que la procédure se raffine. Les figures 4, 5, 6, et 7 montrent les résultats visuels des classifications. Chaque classe y est représentée par une couleur différente, c'est-à-dire rouge, vert, jaune, blanc, et bleu, pour les classes "habitat de la bécasse", "forêt", "culture", "ville" et "eau" respectivement. Les pixels non classifiés sont affichés en noir. Pour chaque classification, nous avons localisé les parcelles de validation (voir le tableau VII). Dans le cas de la classification 1, elles sont toutes classifiées "habitat de la bécasse" puisque que c'est à partir de cette classification que nous avons localisé ces parcelles de validation. Pour les deux autres classifications (Clas.2, Clas.3), nous avons relocalisé les mêmes parcelles. Lorsqu'une d'elles n'était plus classifiée "habitat de la bécasse", nous avons éliminé la ligne correspondant au fichier de données de validation (annexe F). En d'autres mots, les fichiers de validation des classifications 2 et 3 sont pareils à celui de la classification 1 avec les stations de validation correspondant aux pixels non classifiés "habitat de la bécasse", en moins.

Le tableau VIII présente les moyennes et écarts types des valeurs brutes des paramètres de la validation. Le tableau IX présente les résultats du contrôle de la normalité et de l'homogénéité des variances des données de validation. Cette étape est prérequise à l'analyse de variance (Sherrer, 1984). Un test de conformité de Komolgorov-Smirnov a permis de vérifier la normalité alors que nous avons choisi le test de Bartlett pour vérifier l'homogénéité des variances. Pour le premier, nous avons choisi un seuil de signification de 0,01 alors que pour le second nous avons choisi 0,05 puisque l'ANOVA est robuste aux écarts de normalité mais sensible aux écarts d'homogénéité des

TABLEAU VI: Valeurs absolues* (km^2) et relatives (%) de superficie correspondant aux différentes classifications de l'évaluation.

Classe	Cl. préliminaire		Clas. 1		Clas. 2		Clas. 3	
	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
Hab. de la bécasse	290,1	7,62	181,8	4,78	105,9	2,78	65,5	1,72
Culture	764,8	20,09	853,0	22,41	1050,9	27,62	1070,9	28,14
Forêt	883,5	23,22	861,1	22,63	815,3	21,42	835,9	21,96
Ville	589,1	15,48	792,3	20,82	788,4	20,72	788,4	20,72
Eau	337,6	8,87	-	-	323,2	8,49	323,2	8,49
Non classifié	940,8	24,72	1117,3	29,36	721,9	18,97	722,0	18,97
Total	3805,9	100,00	3805,5	100,00	3805,6	100,00	3805,9	100,00

*Les valeurs absolues de superficie sont approximatives puisque aucune correction géométrique n'a été réalisée. Ces valeurs offrent un ordre de grandeur.

ROUGE....."Habitat de la bécasse"
JAUNE....."Culture"
VERT....."Forêt"
BLANC....."Ville"
BLEU....."Eau"
NOIR....."Non classifié"

FIGURE 4. Carte thématique illustrant les résultats de la classification préliminaire.
(Partie ouest de l'île de Laval)

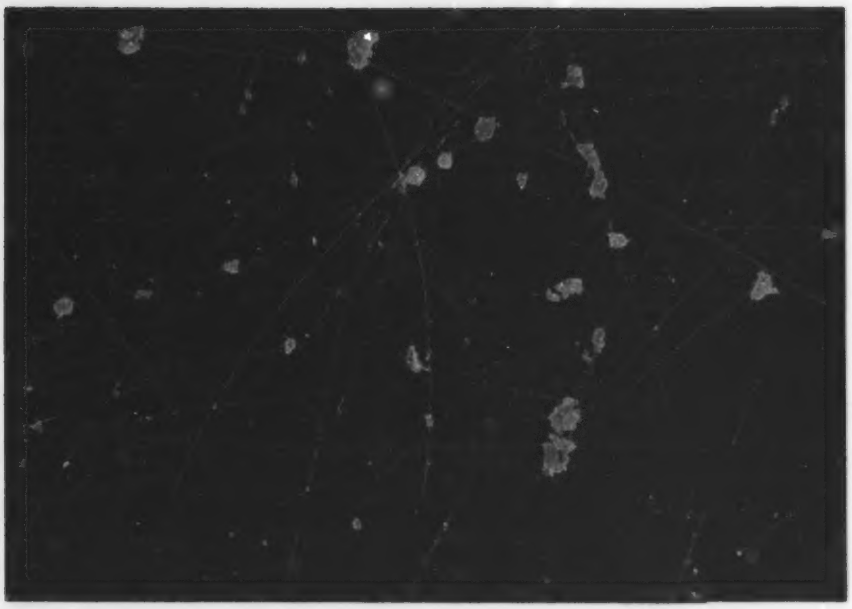
ROUGE....."Habitat de la bécasse"
JAUNE....."Culture"
VERT....."Forêt"
BLANC....."Ville"

NOIR....."Non classifié"

FIGURE 5. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 1.
(Partie ouest de l'île de Laval)

ROUGE....."Habitat de la bécasse"
JAUNE....."Culture"
VERT....."Forêt"
BLANC....."Ville"
BLEU....."Eau"
NOIR....."Non classifié"

FIGURE 6. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 2.
(Partie ouest de l'île de Laval)



ROUGE....."Habitat de la bécasse"
JAUNE....."Culture"
VERT....."Forêt"
BLANC....."Ville"
BLEU....."Eau"
NOIR....."Non classifié"

FIGURE 7. Carte thématique illustrant les résultats de la classification 3.
(Partie ouest de l'île de Laval)

TABLEAU VII: Localisation et identification des parcelles de validation pour les trois classifications finales.

No. de parcelle	Localisation*		Identification**		
	ligne	colonne (ou "pixel")	Clas. 1	Clas. 2	Clas. 3
1	1258	2359	B	B	B
2	1274	2310	B	C	C
3	1276	2306	B	C	C
4	1309	2221	B	B	B
5	1303	2221	B	B	B
6	1292	2221	B	B	B
7	1266	2045	B	B	C
8	1268	2045	B	C	C
9	1319	2052	B	B	F
10	1421	2078	B	B	C
11	1388	2072	B	C	C
12	1384	2070	B	B	B
13	1578	2001	B	B	C
14	1581	2001	B	B	B
15	1604	2017	B	NC	NC
16	2061	1713	B	B	B
17	2049	1698	B	F	F
18	2091	1744	B	B	B
19	2094	1698	B	B	B
20	2079	1682	B	B	C
21	2044	1735	B	B	B
22	2049	1759	B	B	B
23	2024	1734	B	B	B
24	2005	1730	B	B	B
25	1998	1725	B	B	B
26	2001	1722	B	B	B
27	2052	1623	B	B	B
28	2130	1650	B	B	B
29	2135	1653	B	C	B
30	2119	1764	B	B	C
31	2126	1563	B	B	B
32	2127	1579	B	C	C
33	2158	1342	B	B	F
34	2153	1341	B	B	B
35	2166	1346	B	C	C
36	2183	1234	B	B	C
37	2147	1235	B	F	F
38	2244	1245	B	C	B
39	2221	1320	B	B	B
40	2205	1332	B	B	B

*La position des parcelles de validation est donnée selon les coordonnées ligne-colonne de l'image qui constitue en réalité un fichier de données.

**B= hab. de la bécasse; C= culture; F= forêt; NC= non classifié.

TABLEAU VIII: Valeurs moyennes et écarts types des données brutes de validation.

VAR.	Nidification			Contrôle			Elevage			Classification 1			Classification 2			Classification 3		
	n[1]	moy.[2]	s[3]	n	moy.	s	n	moy.	s	n	moy.	s	n	moy.	s	n	moy.	s
SNU	26	8,8	15,6	22	5,2	7,8	17	32,9	21,8	40	59,1	30,4	29	63,9	29,1	23	67,0	29
HHE	26	26,2	20,7	22	33,7	25,6	17	12,6	5,3	40	46,8	27,9	29	46,9	29,1	23	41,4	24
DAR	26	185,7	142,6	22	239,8	241,4	17	515,3	251,7	40	38,8	36,9	29	40,0	41,2	23	45,3	45
DEA	26	3,9	2,6	22	13,6	22,2	17	19,6	37,0	40	10,8	8,3	29	10,7	7,7	23	9,5	5
DOU	26	13,9	9,0	22	23,5	9,1	17	7,8	8,4	40	9,1	7,9	29	10,3	8,6	23	10,1	9
HBO	26	7,4	4,5	22	8,5	5,5	17	8,7	4,0	40	6,8	3,3	29	7,4	3,6	23	8,0	3
RAF	26	38,9	33,3	22	43,2	31,1	17	60,0	42,1	40	27,8	22,3	29	28,3	22,4	23	29,0	23
RAT	26	53,5	24,1	22	61,4	29,6	17	69,7	27,2	40	69,8	27,8	29	72,5	27,7	23	74,4	25
DHP	26	3,7	2,0	22	3,5	2,2	17	5,1	1,4	40	4,0	2,1	29	4,2	2,4	23	4,6	2
CL1	26	9,7	9,0	22	13,4	10,2	17	6,8	3,4	40	16,8	13,3	29	17,7	14,1	23	14,2	9
CL2	26	1,3	0,9	22	1,5	1,2	17	1,5	0,8	40	0,7	0,9	29	0,7	0,8	23	1,0	1
CL3	26	0,1	0,1	22	0,1	0,2	17	0,3	0,7	40	0,0	0,2	29	0,0	0,2	23	0,1	0
CLT	26	11,1	9,0	22	14,9	10,2	17	8,6	3,4	40	17,5	13,0	29	18,4	13,7	23	15,3	9
STE	26	7,2	3,8	22	6,9	5,2	17	10,0	6,3	40	9,4	6,6	29	9,7	6,0	23	11,2	6

[1] nombre d'effectifs
[2] moyenne
[3] écart type

N.B. se référer au tableau V pour la nomenclature complète des variables.

TABLEAU IX: Contrôle de la normalité et de l'homgénéité de la variance, des données de validation, et transformations.

VAR.	Données brutes* K-S P**	Bartlett P	TRANSF.	Classification 1 K-S P	Bartlett P	Classification 2 K-S P	Bartlett P	Classification 3 K-S P	Bartlett P
SNU	0,155	0,000	$[Log_{10}(x+1)]^2$	0,191	0,067	0,202	0,156	0,262	0,313
	0,029			0,343		0,343		0,343	
	0,057			0,059		0,059		0,059	
	0,463			0,589		0,589		0,589	
HHE	0,231	0,000	aucune satisf.	0,231	0,000	0,607	0,000	0,574	0,000
	0,115			0,115		0,115		0,115	
	0,038			0,038		0,038		0,038	
	0,997			0,997		0,997		0,997	
DAR	0,062	0,000	aucune satisf.	0,062	0,000	0,061	0,000	0,131	0,000
	0,335			0,335		0,335		0,335	
	0,270			0,270		0,270		0,270	
	0,613			0,613		0,613		0,613	
DEA	0,112	0,000	$[Log_{10}(x+1)]^{0,5}$	0,725	0,139	0,770	0,052	0,850	0,029
	0,243			0,820		0,820		0,820	
	0,009			0,788		0,788		0,788	
	0,012			0,947		0,947		0,947	
DOU	0,053	0,868	aucune nécess.	0,053	0,868	0,049	0,964	0,011	0,972
	0,015			0,015		0,015		0,015	
	0,931			0,931		0,931		0,931	
	0,022			0,022		0,022		0,022	
HBO	0,067	0,049	$[Log_{10}(x+1)]^3$	0,085	0,065	0,091	0,231	0,277	0,380
	0,958			0,959		0,959		0,959	
	0,845			0,887		0,887		0,887	
	0,313			0,353		0,353		0,353	
RAF	0,080	0,014	$[Log_{10}(x+1)]^{2,5}$	0,464	0,057	0,568	0,083	0,502	0,170
	0,248			0,595		0,595		0,595	
	0,855			0,656		0,656		0,656	
	0,165			0,083		0,083		0,083	
RAT	0,073	0,800	Arcsin $(x/100)^{0,5}$	0,201	0,687	0,119	0,694	0,273	0,682
	0,193			0,134		0,134		0,134	
	0,413			0,589		0,589		0,589	
	0,330			0,566		0,566		0,566	
DHP	0,044	0,281	$[Log_{10}(x+1)]^{2,5}$	0,054	0,374	0,139	0,220	0,247	0,197
	0,993			0,984		0,984		0,984	
	0,543			0,556		0,556		0,556	
	0,956			0,960		0,960		0,960	
CL1	0,178	0,000	$Log_{10}(x+1)$	0,174	0,659	0,073	0,651	0,143	0,558
	0,151			0,470		0,470		0,470	
	0,669			0,624		0,624		0,624	
	0,722			0,343		0,343		0,343	
CL2	0,025	0,230	aucune nécess.	0,025	0,230	0,069	0,172	0,305	0,198
	0,695			0,695		0,695		0,695	
	0,731			0,731		0,731		0,731	
	0,864			0,864		0,864		0,864	
CL3	0,000	0,000	aucune satisf.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	0,095			0,095		0,095		0,095	
	0,005			0,005		0,005		0,005	
	0,005			0,005		0,005		0,005	
CLT	0,183	0,000	aucune satisf.	0,183	0,000	0,142	0,000	0,260	0,000
	0,179			0,179		0,179		0,179	
	0,889			0,889		0,889		0,889	
	0,337			0,337		0,337		0,337	
STE	0,363	0,033	$[Log_{10}(x+1)]^2$	0,943	0,483	0,941	0,563	0,820	0,563
	0,126			0,052		0,052		0,052	
	0,832			0,990		0,990		0,990	
	0,614			0,477		0,477		0,477	

* Pour la classification 1.

** validation
nidification
contrôle
élevage

variances (Sokal & Rohlf, 1981). Quatre paramètres (HHE, DAR, CL3, CLT) ont dû être soumis à un test non paramétrique, faute de ne pouvoir les normaliser et/ou ajuster leurs variances. Huit paramètres (SNU, DEA, HBO, DHP, RAF, RAT, CL1, STE) ont nécessité une transformation alors que les deux derniers (DOU, CL2) satisfaisaient déjà les conditions d'application de l'analyse de variance. Le contrôle, impliquant les mêmes transformations, a été appliqué aux trois fichiers correspondant aux trois classifications. A une occasion, au niveau des paramètres soumis à l'ANOVA, le seuil de signification n'a pas été atteint au niveau de l'homogénéité des variances, mais de peu (DEA: classif. 3). Comme cela ne s'est produit que pour une classification nous avons conservé ce paramètre à des fins de comparaison.

Les résultats de l'analyse de variance sont présentés au tableau X. Un test de comparaisons multiples de Student-Newman-Keuls a permis d'identifier les groupes (2: nidification, 3: contrôle, 4: élevage) significativement différents du groupe 1 (validation). Les paramètres HBO, RAF et DHP ne présentent aucune différence significative. A l'inverse, la variable SNU ne montre que des différences significatives. Nous avons observé, dans le cas de la variable CL2, une différence significative pour les trois groupes dans les classifications 1 et 2 et aucune dans la classification 3. La variable DEA présente une différence significative pour le groupe 2 dans chaque classification. Nous avons observé pour la variable DOU une différence significative pour le groupe 3 dans les classifications 2 et 3, et pour les groupes 2 et 3 dans la classification 1. Pour la variable CL1, il y a une différence significative pour les groupes 2 et 4 dans les classifications 1 et 2, et aucune dans la classification 3. La variable STE ne présente une différence significative pour le groupe 3 que dans la classification 3. Finalemnt, une différence pour le groupe 2 est observée pour la variable RAT dans la classification 3.

Les variables HHE, DAR, CL3 et CLT ont été soumises à un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'un test non paramétrique de comparaisons multiples pour échantillons à effectifs inégaux, proposé par Noether (1976) *in* Sherrer (1984). Le seuil de signification a été fixé à

TABLEAU X: a) Résultats de l'analyse de variance et du test de comparaisons multiples (S.N.K.) et b) résultats d'un test de Kruskal-Wallis et d'un test non paramétrique de comparaisons multiples proposé par Noether (1976) *in* Sherrer.

VAR	CLASSIFICATION 1 P	diff. signif.[1] 2	3	4	CLASSIFICATION 2 P	diff. signif. 2	3	4	CLASIFICATION 3 P	diff. signif. 2	3	4
a)												
SNU	0,0001	X	X	X	0,0001	X	X	X	0,0001	X	X	X
DEA	0,0001	X			0,0001	X			0,0001	X		
DOU	0,0001	X			0,0001		X		0,0001		X	
HBO	0,3115				0,6555				0,7932			
RAF	0,0678				0,1333				0,1950			
RAT	0,0962				0,0594				0,0417	X		
DHP	0,0788				0,0939				0,0648			
CL1	0,0116	X		X	0,0166	X		X	0,0590			
CL2	0,0044	X	X	X	0,0091	X	X	X	0,3249			
STE	0,2335				0,1343				0,0323		X	
b)												
HHE	0,0001	X		X	0,0001	X		X	0,0001			X
DAR	0,0001	X	X	X	0,0001	X	X	X	0,0001	X	X	X
CL3	0,0001	X			0,0017	X			0,0085	X		
CLT	0,0019	X		X	0,0011	X		X	0,0046			X
Grand total[2]		9	3	6		8	4	6		5	4	4
Total macroh.		4	1	3		4	1	3		2	1	1

1 Un test de comparaisons multiples paramétrique (a) et non paramétrique (b) entre le groupe 1 (sites de validation) et les groupes 2 (nidification), 3 (contrôle) et 4 (élevage), est réalisé à un seuil de signification de 0,05. Les groupes différents sont identifiés par un X.

2 Le total des différences significatives à été calculé pour toutes les variables puis pour les variables de macrohabitat seulement (soulignées).

0,05. Les résultats de ce test sont aussi présentés au tableau X. Pour la variable HHE, nous avons observé des différences significatives chez les groupes 2 et 4 pour les classifications 1 et 2, et chez le groupe 4 seulement pour la classification 3. La variable DAR montre des différences significatives pour tous les groupes dans toutes les classifications. Quant à la variable CL3, il y a une différence significative au niveau du groupe 2 pour toutes les classifications. Finalement, pour la variable CLT, nous avons observé des différences pour les groupes 2 et 4 dans les classifications 1 et 2, et 4 seulement dans la classification 3.

Nous avons choisi d'utiliser un test de G à un seuil de signification de 0,05, pour comparer les distributions de fréquences absolues de l'essence arborescente dominante. Selon Sherrer (1984), ce test est robuste. Les résultats de ce test sont présentés au tableau XI. Puisque la valeurs de G calculées de la classification 3($G_{clas.3}$) est inférieure à la valeur critique ($G_{th.}$), il n'y a pas de différence significative entre les sites de nidification et de contrôle (Bérubé et Couture, 1986) et les sites de validation de cette classification. Pour cette variable, aucune donnée n'était disponible pour les sites d'élevage.

Lors des visites sur le terrain, quelques observations intéressantes ont été notées. Sur cinq des 40 parcelles de validation visitées, nous avons levé une bécasse. Aussi, nous avons observé des traces d'alimentation sur quatre autres parcelles. Ces traces d'alimentation sont caractérisées par un sol nu passablement humide et parsemé de trous du calibre du bec de la bécasse. L'oiseau y capture des vers de terre (Lumbricidae). Finalement, nous avons observé à quelques reprises que des vergers étaient classifiés "habitat de la bécasse". Une visite de quelques-uns de ces sites nous ont révélé des vergers en friche qui semblent, selon M.Richard Couture, pouvoir offrir un habitat potentiel pour la bécasse. En effet, ils sont caractérisés par un sol riche propice à la présence de vers de terre, et une structure de végétation similaire à celle des habitats de la bécasse. De plus, la valeur des paramètres mesurés sur un de ces sites n'est pas en marge de celles des autres parcelles de validation en tenant compte des moyennes et écarts types (tableau VIII et annexe F, parcelle 38).

TABLEAU XI: Résultats d'un test de G appliqué aux distributions de fréquences absolues de l'espèce arborescente dominante.

	FREQUENCE ABSOLUE DE PRESENCE				
ESPECE	Nid.	Contrôle	Clas. 1	Clas. 2	Clas. 3
Acer sp.	3	1	8	5	5
Ulmus americana	0	0	3	2	3
Fraxinus sp.	6	7	6	5	5
Betula sp.	1	1	5	4	3
Populus sp.	11	8	2	1	1
Salix sp.	1	0	6	4	3
Alnus rugosa	1	0	2	1	0
Prunus sp.	1	1	0	0	0
Autres	2	4	8	7	3
Total	26	22	40	29	23

*H_o: Nid. = Contrôle = Classification

D.L.=16

$G_{clas.1}$=31,90

$G_{clas.2}$=26,90

$G_{clas.3}$=24,55

$G_{th.(0,05)}$=26,30

CHAPITRE IV
DISCUSSION

Ce chapitre comprend deux parties. La première porte sur le traitement numérique alors que la deuxième traite de la validation. Nous ne discuterons pas du choix des paramètres de validation puisque Bérubé et Couture (1986) en ont déjà fait une synthèse exhaustive.

PARTIE 1: Traitement numérique des données TM.

La réalisation de corrections géométriques est, selon l'usage courant, préalable à tout traitement numérique en télédétection (voir la revue de littérature). En effet, la courbure de la terre, la vue synoptique[1] du capteur et les mouvements de l'assiette du satellite biaisent la lecture des valeurs de réflectance. Ces corrections permettent d'obtenir une projection de Mercator. Cette transformation rend possible l'utilisation de données auxiliaires telles que des cartes forestières (Swain et Davis, 1978).

Nous n'avons pas réalisé de corrections géométriques sur nos données pour deux raisons. D'abord, la surface que nous avons étudié représente plus ou moins un carré de 3800 km^2. Il s'agit d'une surface relativement petite par rapport à la courbure de la surface de la terre et à l'altitude du satellite Landsat-4 (705 km). A cette échelle, l'effet de la courbure de la terre et de la vue synoptique du capteur se fait peu sentir. Deuxièmement, notre travail n'implique pas directement l'utilisation d'information sous forme de carte. Pour les travaux ultérieurs, sur de grandes superficies, il faudra repenser ce choix en fonction des objectifs et de la procédure.

---

[1]Comme le capteur est un objet ponctuel, l'information venant d'un pixel placé sous le capteur ne couvre pas la même surface qu'un pixel placé 100 m plus loin puisqu'ils ne sont pas à la même distance du satellite. La courbure de la surface de la terre amplifie cette déformation.

L'application de corrections radiométriques est moins répandue que les précédentes. Cela est imputable à leur complexité et aux coûts qu'elles supposent. Nous entendons par corrections radiométriques, les corrections relatives à la position du soleil par rapport à celle du satellite, aux particularités du climat, absorption atmosphérique, etc. Elles permettent de transformer les valeurs brutes de réflectance en valeurs de réflectance apparente. Cette transformation standardise les données permettant des comparaisons entre clichés. Puisque nous n'avions pas à comparer différents clichés, nous n'avons pas réalisé de corrections radiométriques. Ainsi nos valeurs de réflectance sont brutes, donc sans unité physique.

Lorsque nous avons appliqué des tests de "t" sur les lectures de réflectance pour chaque canal original (tableau I), nous ne disposions pas des données brutes. Nous avons alors réalisé les tests de "t" à partir des moyennes et écart types. C'est pourquoi un contrôle de la normalité et de l'homogénéité des variances a été impossible. Cependant le nombre de pixels impliqués est élevé. Le test de "t" est très robuste (Sherrer, 1984) et cette étape n'avait qu'un rôle descriptif, c'est-à-dire que la valeur de "t" calculé nous a renseigné sur le pouvoir de chaque canal de discriminer les classes "culture" et "forêt" de la classe "habitat de la bécasse". Grâce à cette valeur et à une estimation de la redondance entre les canaux (voir les matrices de covariance et les coefficients de corrélation à l'annexe E), nous avons retranché un maximum de ceux-ci (5) pour les traitements ultérieurs. Nous avons, par cela, conservé un maximum d'information, tout en réduisant le volume de données à traiter.

Les premières étapes du traitement numérique sont relativement conventionnelles en ce sens qu'elles sont réalisées sans égard aux particularités biologiques de la ressource étudiée. Il en a été ainsi pour la classification préliminaire et les étapes qui l'ont précédées. La création de nouvelles bandes et les étirements linéaires sont classiques. Seule la forme statistique des données entre en jeu dans le processus de décision. Les degrés de rejet sont standards (95%), donc arbitraires relativement à la ressource étudiée. C'est pourquoi le résultat de la classification préliminaire est

grossier. Nous avons, tout de même, en comparant le premier résultat à des photos aériennes, légèrement ajusté les degrés de rejet avant d'effectuer la première visite sur le terrain.

Nous avons calculé les composantes principales à partir d'un grand site d'entraînement (≈100 000 pixels) qui couvrait, autant que possible, toute la variation du cliché. Une autre démarche possible pour le calcul des composantes principales implique un étirement des bandes afin qu'elles soient spécifiques aux milieux que l'on veut discriminer. Lorsqu'on utilise les composantes principales, comme , en principe, elles contiennent toute l'information, on n'utilise pas les canaux originaux pour les classifications. Cependant, ayant calculé les composantes à partir de toute la variation de l'image, elles n'étaient pas spécifiques aux milieux que nous voulions discriminer. C'est pourquoi, à la suite du calcul du test de "t" et d'un examen des coefficients de corrélation et de la matrice de covariance, nous avons utilisé deux composantes principales (CP22, CPS1) et plusieurs canaux originaux afin de maximiser la discrimination.

La transformation de Taylor est généralement employée pour le rehaussement des composés colorés (Richards, 1986). Dans notre cas, le canal RVS1 permet une bonne discrimination des classes qui nous intéressent comme le montre le test de "t" (tableau I), sans être redondant, comme l'indique la matrice de covariance (annexe E). C'est pourquoi nous l'avons utilisé pour les classifications.

Les sites d'entraînement servent à établir des fonctions discriminantes. Les degrés de rejet permettent de raffiner le résultat de la classification. Il s'agit là de la part d'interprétation qu'implique la télédétection. Les limites de cet outil font qu'il faut retoucher le résultat à partir de données auxiliaires (photos aériennes, données de terrain). La première visite sur le terrain nous a donné des points de référence pour la réalisation des étapes suivantes. Nous avons identifié des peuplements problématiques. Ceux-ci se trouvaient en général à la limite de la potentialité. Cependant ils étaient soit trop vieux ou trop jeunes. Ayant été mal classifiés lors de la classification préliminaire, ils nous

ont servi de points de repère pour bien cerner l'habitat de la bécasse lors des classifications suivantes. Après plusieurs tentatives de classification (différentes spécifications), il semble que la création de deuxièmes classes "culture" et "forêt" et l'ajout de nouveaux sites d'entraînement pour la classe "habitat de la bécasse" ont contribué le plus au raffinement du résultat.

Les étapes finales du traitement numérique sont donc empiriques. Cependant nous avons appliqué aux classifications (Clas.1, Clas.2, Clas.3) une validation rigoureuse en nous basant sur l'étude détaillée de l'habitat de reproduction de la bécasse réalisée par Bérubé et Couture (1986).

PARTIE 2: Validation

Nous avons comparé nos résultats de validation avec ceux de Bérubé et Couture (1986) en suivant la même méthode. Pour les variables HHE et DAR, il a été impossible de satisfaire les critères de normalité et d'homogénéité des variances. Notons que Bérubé et Couture (1986) avaient transformé avec succès ces paramètres. La variable CL3 représente un cas particulier puisque 70,5% des valeurs sont égales à zéro. C'est pourquoi la normalisation de sa distribution a été impossible à réaliser. L'absence d'arbre pour tous les groupes (validation, nidification, contrôle, élevage) dans cette classe de diamètre est cependant une indication positive. C'est-à-dire qu'en général, l'absence commune d'une composante pour deux milieux ne les rend pas similaires pour autant. Mais, dans ce cas particulier, cette classe de diamètre représente la limite supérieure de maturité d'un habitat potentiel à bécasse, ce qui rend l'absence commune significative.

Il semble qu'il ne soit pas possible de distinguer, par télétection, les différentes composantes de l'habitat de reproduction de la bécasse étudiées par Bérubé et Couture (1986) (nidification, élevage, contrôle). En effet, on ne perçoit aucun patron dans les résultats des tests de comparaisons multiples (paramétrique et non paramétrique) (tableau X). Lorsque nous avons délimité les sites d'entraînement, nous avons probablement englobé le tout puisque la différence entre les composantes

par photo-interprétation est subtile et que, de plus, la distance entre elles est trop petite compte tenu de la résolution spatiale des capteurs TM.

Les résultats de l'analyse de variance montrent que la variable SNU est significativement différente pour les trois groupes. Il s'agit d'une mesure relativement subjective, c'est-à-dire que la perception de celle-ci varie beaucoup d'un observateur à l'autre. Le concept "sol nu" est très imprécis. La densité et la dispersion (uniforme, en agrégat, ...) des herbacées peut conduire à des interprétations bien différentes d'un observateur à l'autre. D'ailleurs, Couture et Bérubé (1986), lorsqu'ils ont vérifié leur modèle discriminant élaboré antérieurement (Bérubé et Couture, 1986) ont mesuré, sur de nouveaux sites de nidification, de contrôle et d'élevage, des valeurs de SNU différentes des précédentes. Ce paramètre varie beaucoup selon la période de l'année. Il peut aussi varier pour une même date, d'une année à l'autre, en fonction des facteurs climatiques annuels (régime des pluies, température,...).

Nous estimons que la télédétection est une méthode adéquate pour repérer l'habitat de reproduction de la bécasse. Nous n'avons observé que peu de différences entre les parcelles de validation et les groupes de nidification, d'élevage et de contrôle analysés par Bérubé et Couture (1986). Dans le cas de la classification 3, nous avons relevé des différences pour cinq paramètres sur quatorze dans le groupe "nidification", et quatre sur quatorze dans les groupes "contrôle" et "élevage". Nous n'avons relevé aucune différence significative au niveau des essences arborescentes pour cette classification. En calculant le total des différences significatives pour les variables de macrohabitat seulement[2] nous avons observé deux différences dans le groupe "nidification", une différence dans le groupe "contrôle" et une différence dans le groupe "élevage". Ce qui fait au total pour le macrohabitat quatre différences significatives sur 27 comparaisons. La résolution spatiale du capteur TM (0,09 hectare) ne semble pas être un facteur limitant puisque, Cade (1985), s'inspirant de plusieurs auteurs, estime à un hectare la surface minimale d'un peuplement identifié comme habitat de

[2] Nous considérons la hauteur de la bordure (HBO) comme une variable du macrohabitat.

reproduction potentiel pour la bécasse. Les observations que nous avons notées lors de la collecte des données de validation (présence de bécasses, traces d'alimentation) sont des indicateurs positifs dans cette évaluation de la télédétection.

Les résultats au niveau des essences arborescentes sont très significatifs biologiquement. La forme et la composition arborescentes sont directement associées aux stades de succession, et la plupart des variables inhérentes aux strates arbustive et herbacée en découlent (Lemée, 1978). Nous avons donc, comme le démontre le test de G (tableau XI), réussi à isoler les peuplements qui sont potentiels pour la reproduction de la bécasse, par télédétection. Les détails au niveau de la hauteur et de la densité des arbres sont donnés par les variables HBO, CL1, CL2, CL3, CLT et STE pour lesquelles on n'observe presque aucune différence par rapport aux résultats de Bérubé et Couture (1986), dans la classification 3 (deux sur 18 comparaisons) (tableau X). C'est pourquoi celle-ci semble le mieux refléter la réalité. Les résultats du test de G confirment que la troisième classification est la plus juste. Une meilleure définition de la classe "habitat de la bécasse" par l'ajout de sites d'entraînement la rend plus précise que la classification 2. Les résultats des tests de comparaisons multiples confirment que la télédétection ne perçoit pas les composantes du microhabitat mais qu'elle est performante au niveau du macrohabitat. En effet, pour la classification 3, on observe des différences significatives dans 60,0% des comparaisons (9/15) pour le microhabitat, alors qu'on en observe dans 14,8% (4/27) des comparaisons au niveau du macrohabitat. On ne peut tirer des conclusions à partir simplement de la probabilité de l'ANOVA puisque celle-ci s'applique autant pour les comparaisons entre les sites de nidification, de contrôle et d'élevage qu'entre les sites de validation et les trois autres groupes. Comme ce sont les dernières qui nous intéressent, nous appuyons donc nos conclusions sur celles-ci en nous basant sur les résultats des tests de comparaisons multiples qui y sont spécifiques.

La classification 3 montre qu'il y a 1,72 % de la surface totale étudiée qui offre un habitat potentiel pour la reproduction de la bécasse. Cette valeur est toutefois spécifique à la sous-zone étudiée caractérisée par une forte urbanisation.

Donc, les résultats de validation indiquent que l'identification de l'habitat de reproduction de la bécasse a été réalisée avec succès. Dans le futur, il serait intéressant de calculer les composantes principales sur des bandes étirées afin de les rendre plus spécifiques aux milieux étudiés. Le résultat permettrait peut-être de réduire le nombre de bandes impliquées dans la classification. Une classification non supervisée réalisée à partir de ces composantes mettrait peut-être en évidence différents milieux à l'intérieur de l'habitat de reproduction de la bécasse. Cette information permettrait une meilleur définition de celle-ci par la réalisation de sites d'entraînement plus homogènes. Plusieurs améliorations pourront être apportées à la suite de ce projet d'évaluation. Par exemple, l'approche de Palmeirim (1985) pourrait être appliquée à l'habitat de reproduction de la bécasse à la suite des modifications. Son travail sur la Gélinotte huppée, décrit au chapitre de la revue des travaux, intègre la distance à la bordure et la surface minimale en fonction de la proximité d'autres sites potentiels. Cette approche conduira à une optimisation de l'application de la télédétection aux habitats de la bécasse.

CHAPITRE V
CONCLUSION

Pour réaliser un inventaire des habitats à bécasse sur une grande surperficie telle que l'aire de répartition de la bécasse au Québec, il faudra effectuer des corrections radiométriques afin de pouvoir comparer les résultats d'une image à ceux d'une autre. Les corrections radiométriques procureront des valeurs de réflectance apparente. Cette transformation permettra d'utiliser les mêmes fonctions discriminantes pour réaliser la classification d'une nouvelle image. On n'aura donc pas à refaire des sites d'entraînement et les résultats de différentes images seront d'autant plus comparables. Pour une aussi grande surface, il est possible qu'il faille réaliser une stratification en fonction de la latitude. En effet, l'aspect de l'habitat de reproduction de la bécasse change probablement selon la latitude de la même façon que la composition végétale. Pour une nouvelle strate, il faudra créer des nouveaux sites d'entraînement.

Notre procédure peut mener à la réalisation d'une estimation de la population reproductrice de bécasses. En effet, la population étant reliée à la quantité d'habitats disponibles, si on connait le lien qui existe entre la surface d'habitat et la densité de bécasses nicheuses, on peut estimer la productivité de la population de bécasses à partir d'un inventaire d'habitats (Green et Lynch, 1986). Pour être précis, il faudra probablement stratifier le Québec en fonction de la latitude en ce qui concerne le rapport entre la densité de bécasses et la surperficie d'habitats disponibles. L'intégration de l'aire minimale et de l'aire maximale permettra d'obtenir des résultats plus fiables.

Présentement, les intervenants de la faune exploitent principalement une seule source d'information pour évaluer l'état de la population de bécasses au Canada ainsi qu'aux Etats-Unis. Il s'agit du décompte des mâles reproducteurs durant la période de la croule[1]. Cette procédure est, à

[1]La croule est le cri de pariade du mâle.

certains niveaux, subjective (Dupuis-SCF., 1987: communication personnelle). En effet, les résultats varient beaucoup d'un observateur à l'autre, et l'échantillonnage ne tient pas compte de facteurs environnementaux tels que la proximité des routes ou des villes. Aussi il y aurait place à une stratification. De plus, le nombre d'observateurs est faible. Cette méthode a été proposée pour la première fois par Mendall et Aldous (1943). Selon Bateman (1986), l'interprétation biologique et le traitement statistique de ces données sont laborieux et exigent des recherches supplémentaires. Finalement Couture et Bourgeois (1977) ont observé qu'il n'y avait aucune relation entre la densité de mâles qui chantent et la densité de femelles nicheuses.

La revue des sources d'information sur l'état de la population de bécasses révèle une lacune à ce niveau que pourrait combler la télédétection. Les délais requis par la réalisation des applications de la télédétection citées plus haut (inventaire d'habitats et de population) sont nécessairement plus courts que ceux que suppose une méthode traditionnelle. De plus, le volume d'information est beaucoup plus grand, détaillé, et sous une forme numérique qui se prête bien aux traitements statistiques. Pour un volume de données équivalent, les coûts de la télédétection sont beaucoup moins élevés (Laperriere, 1976). Les méthodes traditionnelles impliquent souvent plusieurs techniciens et une logistique importante ce qui fait que ces méthodes comportent une administration lourde.

L'habitat de reproduction de la bécasse se prête particulièrement bien à la télédétection. Cela est imputable à son caractère étroit ou spécifique. Aussi, les composantes de l'habitat de la bécasse sont pour la plupart perceptibles du point de vue du capteur TM. D'autres espèces sont dépendantes de facteurs autres que l'habitat, ou encore les composantes de celui-ci sont trop petites ou cachées (Green et Lynch, 1986) pour être perceptibles. Notons finalement que la procédure mise au point dans ce travail pourrait être adaptée à plusieurs autres espèces de mammifères et d'oiseaux.

On peut appliquer notre méthode dans le cadre d'un suivi dans le temps, de la quantité d'habitats de reproduction potentiels pour la bécasse. Un suivi a l'avantage de permettre la réalisation de prévisions et donc d'intervenir quand il le faut (Bright, 1984). Théoriquement, ce que nous avons identifié comme habitat de la bécasse ne correspond probablement pas entièrement à la réalité, mais s'en rapproche comme le montrent les résultats de validation. Cependant, ce que nous avons identifié évolue probablement de manière similaire aux vrais habitats à bécasse. C'est pourquoi un suivi dans le temps semble l'application la plus appropriée. Une valeur absolue est difficile à obtenir, mais une valeur relative de changement serait, à partir de notre procédure, précise.

Nous évaluons les coûts du projet à $2,75 pour chaque kilomètre carré inventorié, selon les tarifs du marché privé, et les délais à 60 jours, c'est-à-dire de la localisation des sites de nidification au traitement des résultats de validation. Ce montant comprend le coût d'un quart d'image ($1600,00), les frais d'opérateur (75 heures à $15,00/hr) et les frais de traitement informatisé (75 heures à $125,00/hr). Ces frais n'impliquent pas, d'une part, les facilités dont disposent les autorités concernées, et d'autre part, les frais de recherche et de terrain.

Suivant cette évaluation, nous concluons que la télédétection est un outil adéquat pour la réalisation d'un inventaire des habitats de reproduction de la Bécasse d'Amérique sur une surperficie aussi grande que son aire de répartition au Québec, à des coûts et à l'intérieur de délais raisonnables. Cet outil offre plusieurs possibilités d'application dont un suivi de l'évolution de la quantité d'habitats disponibles, et une estimation de la population reproductrice. Nos travaux font suite aux travaux de Dobell (1977) qui a utilisé la photographie aérienne pour mesurer les changements subits par l'habitat de la bécasse entre 1953 et 1975.

Le satellite français SPOT est peut-être une voie d'amélioration puisque son capteur offre une résolution spatiale accrue. Notons cependant que la résolution spectrale des capteurs TM est supérieure à celle du capteur HRV porté par le satellite SPOT.

BIBLIOGRAPHIE

ADAMS, G. D. 1978. Remote sensing for wildlife habitat analysis in Canada, an overview. William T. Pecora Memorial Symp., Proc., 4th, Application of remote sensing data to wildlife management, Sioux Falls, SD, pp. 33-43.

BATEMAN, M.C. 1986. Rapport préliminaire sur l'état de la bécasse au Canada. Service canadien de la Faune, Sackville, N.B., 7 p.

BERUBE, P. & R. COUTURE 1986. Etude de la composition structurale des habitats de nidification et d'élevage de la Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*), dans le Centre-Sud du Québec. Rap. Min. Loisir, Chasse et Pêche du Québec, Dir gén. de la faune, 158 p.

BRIGHT, L.R. 1984. Assessment of Elk habitat for resource management and planning activities from Landsat mapping products. Renewable resources management - Application of remote sensing, Seattle, WA, May 22-27, 1983, pp. 101-108.

BURGOYNE, G.E. Jr. & L.G. VISSER 1979. Wildlife habitat evaluation demonstration project. Eastern regional remote sensing conf., Proc., Easton, MD, Oct. 2-5, 1979, pp. 87-89.

CADE, B.S. 1985. Habitat suitability index models: American Woodcock (wintering). U.S. Fish and Wildl. Serv., Biol. Rep 82 (10.105), 23 p.

COON, R.A., WILLIAMS, B.K., LYNSEY, J.S. & J.L. GEORGE 1982. Examination of woodcock nest sites in central Pensylvania. Pages 55-62 *in* Woodcock ecology and management. U.S. Dept. Inter., Fish and Wildl. Res. Rep. 14.

COUTURE, R. & P. BERUBE 1986. Etude des habitats de nidification de la Bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*). Vérification du modèle de 1984. Rap. MS. Min. Loisir, Chasse et Pêche du Québec, Dir. Gén. de la Faune, 13 p.

COUTURE, R. & J.C. BOURGEOIS 1977. American Woodcock density variations during the breeding season in Central Quebec. Proc. Woodcock Symp. 6: 93-99.

DAJOZ, R. 1985. Précis d'écologie, 5ième ed.. Dunod, Paris, 505 p.

DAOUST, G. 1986. Paramètres favorisant le choix d'un site d'alimentation printanier par le Carouge à épaulette (*Agelaius phoeniceus*). Evaluation de l'utilisation de la télédétection. Mémoire de maîtrise, Univ. de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, 94 p..

DAOUST, G., BONN, F. & A. CYR 1985. Predicting food site preferences of Red-Wing Blackbirds (*Agelaius phoeniceus*) using simulated SPOT data. Symp. on remote sensing of environment, Ann Arbor, Proc., 19th, MI, pp. 405-414.

DIXON, R., BOWLES, L. & B. KNUDSEN 1984. Moose habitat analysis in North-Central Manitoba from Landsat data. Can. Symp. on remote sensing, Proc., 8th, Montreal, Que., pp. 623-629.

DOBELL, J.V. 1977. Determination of woodcock habitat changes from aerial photography in New Brunswick. Proc. Woodcock Symp. 6:109-118.

DWYER, T.J., McAULEY, D.J. & E.L. DERLETH 1983. Woodcock singing ground counts and habitat chances in the North Eastern United States. J. Wildl. Manage. 47: 535-540.

FLEMMING, M.D. 1975. Computer aided analysis of Landsat-1 MSS data: a comparison of three approaches including a modified clustering approach. Purdue Univ. Lab. Application of remote sensing, LARS Inf. Note 072475., 9 p.

GAGNON, H. 1984. Télédétection des sites d'habitat d'hiver du Cerf de Virginie dans le Sud-Ouest du Québec. 8ième Symp. Can. de Télédétection, Montréal, Qué., pp. 615-621.

GREEN, K. M. & J. F. LYNCH 1986. Using Landsat to assess tropical forest habitat for migratory birds in the Yucatan Peninsula. ACSM-ASPRS ann. meet.., Proc., Washington , DC, 4:495-499.

HARDIN, D.L. 1985. Remote sensing of wetlands for fish and wildlife habitat management in Delaware- A comparison of data sources. Integration of remote sensed data in geographic information systems for processing of global resource information, meet., Proc., Washington, DC, pp. 4.31-4.38.

HAYES, R.O., MAXWELL, E.L., MITCHELL, C.J. & T.L. WOODZICK 1985. Detection, identification, and classification of mosquito larval habitats using remote sensing scanners in earth-orbiting satellites. World health org., Bulletin, 63(2):361-374(1985).

HEYLAND, J.D. 1975. Monitoring nesting success of Greater Snow geese by means of satellite imagery. Proc. 3rd Can. Symp. Remote sensing, pp.243-256.

JAQUES, D.R. 1977. Vegetation and the effects of grazing on the eastern portion of the Suffield Military Reserve, Alberta. Environmental Sciences Center Publ. 77-2: 150 p.

JENSEN, J.R., MACKEY, H.E. Jr. & M.COULTER 1986. Remote sensing of endangered species foraging habitats: a Wood Stork example. ACSM-ASPRS ann. meet., Proc., Washington, DC, 4:485-494.

KATIBAH, E.F. & W.C. GRAVES 1978. Remote sensing- Aided assessment of Wild Turkey habitat. William T. Pecora Memorial Symp., Proc., 4th, Application of remote sensing data to wildlife management, Sioux Falls, SD, pp. 78-81.

LAPERRIERE, A.J. 1976. Use of Landsat imagery for wildlife habitat mapping in Northeast and East Alaska. Univ. of Alaska, Alaska Coop. Wildl. Res. Unit, Fairbanks, AK99701, 31 p.

LEMEE, G. 1978. Précis d'écologie végétale. Masson, Paris, 285 p.

LENT, P.C. & A.J. LAPERRIERE 1974. Application of ERST imagery to the study of Caribou movement and winter habitat. Univ. of Alaska, Alaska coop. Wildl. Res. Unit, Fairbanks, AK 99701, 50 p.

MURRAY, J.R. & D.A. LECKENBY 1985. Elk evaluation using distance-mapped Landsat data. William T. Pecora Memorial Symp., Proc., 10th, Remote sensing in forest and range resource management, Fort Collins, CO, pp. 346-355.

MENDALL, H.L. & C.M. ALDOUS 1943. The ecology and management of the American Woodcock. Maine Coop. Wildl. Res., Univ. Maine, Orono., 201 p.

PALMEIRIM, J.M. 1985. Using Landsat TM imagery and spatial modeling in automatic habitat evaluation and release site selection for the Ruffed Grouse (Galliformes: *Tetraonidae*). Int. Symp. on remote sensing of environment, Proc., 19th, Ann Arbor, MI, pp.729-738.

REKAS, A.M. 1978. Inventory of wildlife habitat: An approach and case study. William T. Pecora Memorial Symp., Proc., 4th, Application of remote sensing data to wildlife management, Sioux Falls, SD, pp. 346-352.

REYNOLDS, J.W. 1977. Earthworms utilized by the American Woodcock. Proc. Woodcock Symp. 6: 161-169.

RICHARDS, J.A. 1986. Remote sensing digital image analysis: an introduction. Spinger-Verlag, New York, 281 p.

SABINS, F.F. Jr. 1987. Remote sensing: Principles and interpretation, 2nd ed.. W.H. Freeman and Company, New York, 449 p.

SAXON, E.C. 1983. Mapping the habitats of rare animals in the Tanami wildlife sanctuary (Central Australia): An application of satellite imagery. Biol. conserv., 27:243-257.

SEPIK, G.F., OWEN, R.B. & M.W. COULTER 1981. A Landowner's guide to woodcock management in the Northeast. Moosehorn National Wildlifw Refuge, U.S. Fish and Wildl. Serv., Rep. 253., 23 p.

SIROIS, J.& F.BONN 1986. Les données Landsat Thematic mapper en aménagement de la faune, référence à l'habitat d'hiver du Cerf de Virginie. Mémoire de maîtrise, Centre d'application et de recherche en télédétection, Univ. de Sherbrooke, Qc, Canada.

SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF 1981. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research, 2nd ed.. W.H. Freeman and Company, San Francisco, 859 p.

SPARROWE, R. D. & J. TAUTIN 1985. Department of Interior Environmental Assessment: Proposed regulation on eastern population of woodcock. USDI, Fish and Wildl. Serv., Laurel, MD, 13 p.

SHERRER, B. 1984. Biostatistiques. Gaétan Morin éd., Chicoutimi, Qué., 849 p.

SWAIN, P.H.& S.M. DAVIS 1978. Remote sensing: the quantitative approach, McGraw Hill ed., New York, 396 p.

TALBOT, S.S., MARKON, C.J. & M.B. SHASBY 1984. Landsat-facilitated vegetation classification of Tetlin National Wildlife Refuge, Alaska. Inventorying forest and other vegetation of the high latitude and high altitude regions, Symp., Proc., Fairbanks, AK, pp. 143-151.

TALBOT, S.S., SHASBY, M.B. & T.N. BAILEY 1985. Landsat-facilitated vegetation classification of the Kenai National Wildlife Refuge and adjacent areas, Alaska. William T. Pecora Memorial Symp., Proc., 10th, Remote sensing in forest and range resource management, Fort Collins, CO, pp. 333-345.

TAUTIN, J. 1985. Status of American woodcock. Admin. Rep., USDI, Fish and Wildl. Serv. of Migratory Bird Manage., Laurel, MD, 14 p.

TAUTIN, J. 1984. Status of American woodcock. Admin. Rep., USDI, Fish and Wildl. Serv. of Migratory Bird Manage., Laurel, MD, 14 p.

TUELLER, P.T. 1980. Remote sensing applications for wildlife habitat management. Cal-Neva Transaction 1980. Univ. of Nevada, Reno, NV 89507, pp. 139-141.

WISHART, R.A. & J.R. BIDER 1976. Habitat preferences of woodcock in South Western Quebec. J. Wildl. Management, 40: 523-531.

ANNEXE A

Résultats d'un test de t de Student appliqué aux données de l'étude préliminaire.

Canal*	FORET n	FORET moy	FORET s	HAB. BEC. n	HAB. BEC. moy	HAB. BEC. s	CULTURE n	CULTURE moy	CULTURE s	t_{c1}**	t_{c2}
TM 01	399	82,92	1,76	69	84,46	1,83	375	-	-	-6,672	-
TM 02	399	31,87	1,32	69	34,41	1,50	375	35,89	0,87	-14,455	-11,375
TM 03	399	26,74	1,42	69	28,42	1,43	375	31,24	1,34	-9,065	-15,897
TM 04	399	103,43	8,74	69	98,68	6,48	375	92,55	7,05	4,312	6,718
TM 05	399	68,02	5,81	69	72,55	4,92	375	74,74	3,82	-6,108	-4,170
TM 07	399	19,67	2,10	69	21,75	2,42	375	23,66	2,23	-7,421	-6,461

*Canaux: TM 01: bleu-vert (0,45 à 0,52 µm); TM 02: vert (0,52 à 0,60 µm); TM 03: rouge (0,63 à 0,69 µm); TM 04: infrarouge (0,76 0,90 µm); TM 05: infrarouge (1,55 à 1,75 µm); TM 07: infrarouge (2,08 à 2,35 µm).

** t_{c1}: forêt vs hab. béc.; t_{c2}: hab. béc. vs agriculture.

ANNEXE B

Localisation des sites de nidification.

No du site	Localité	Coordonnées géographiques		Découverte du nid
1	Saint-Eustache	45°35'	73°55'	1984
2	Boisbriand	45°36'	73°51'	1984
3	Sainte-Dorothée	45°32'	73°50'	1984
4	Sainte-Dorothée	45°32'	73°50'	1984
5	Fabreville	45°33'	73°49'	1984
6	Fabreville	45°33'	73°49'	1983
7	Fabreville	45°33'	73°49'	1983
8	Fabreville	45°33'	73°49'	1983
9	Fabreville	45°33'	73°49'	1983
10	Sainte-Rose	45°34'	73°48	1984
11	Sainte-Rose	45°34'	73°48'	1982
12	Sainte-Rose	45°35'	73°47'	1983
13	Sainte-Rose	45°35'	73°47'	1983
14	Sainte-Rose	45°35'	73°47'	1983
15	Sainte-Rose	45°35'	73°47'	1983
16	Lachine	45°26'	73°29'	1984
17	Delson	45°23'	73°33'	1984
18	Repentigny	45°43'	73°27'	1985
19	Repentigny	45°43'	73°27'	1985
20	Repentigny	45°43'	73°27'	1985
21	Repentigny	45°43'	73°27'	1985
22	Le Gardeur	45°45'	73°27'	1985
23	Fabreville	45°34'	73°50'	1985
24	Sainte-Dorothée	45°32'	73°49'	1985
25	Sainte-Dorothée	45°32'	73°49'	1985
26	Sainte-Dorothée	45°33'	73°50'	1985
27	Sainte-Rose	45°34'	73°48'	1985
28	Sainte-Rose	45°35'	73°45'	1985
29	Sainte-Dorothée	45°32'	73°49'	1985
30	Sainte-Dorothée	45°32'	73°49'	1985
31	Chomeday	45°31'	73°45'	1985
32	Sainte-Rose	45°35'	73°47'	1985
33	Sainte-Rose	45°36'	73°47'	1985
34	Sainte-Rose	45°36'	73°47'	1985

ANNEXE C

Nomenclature des canaux.

CANAL	ABREVIATION		
	Sans étirement	Premier étirement	Deuxième étirement
Bleu-vert (0,45 à 0,52μ)	TM01	TM11	TMS1
Vert (0,52 à 0,60μ)	TM02	TM22	TMS2
Rouge (0,63 à 0,69μ)	TM03	TM33	TMS3
Infrarouge (0,76 à 0,90μ)	TM04	TM44	TMS4
Infrarouge (1,55 à 1,75μ)	TM05	TM55	TMS5
Infrarouge (2,08 à 2,35μ)	TM07	TM77	TMS7
Rapport de bandes (TM04/TM03)	INVG	STVG	SSVG
1ière composante principale	CMP1	CP11	CPS1
2ième composante principale	CMP2	CP22	CPS2
3ième composante principale	CMP3	CP33	CPS3
Axe d'intensité (Taylor)	BRLL	BRIL	BRSL
Axe rouge-vert (Taylor)	RV01	RV11	RVS1
Axe bleu-jaune (Taylor)	BJ01	BJ11	BJS1

ANNEXE D

Caractéristiques des composantes principales.

1-"Eigenvector":

Composante	"Eigenvector"	%
1	**4125,39990**	**67,0**
2	**1203,36108**	**19,5**
3	**385,75876**	**6,3**
4	181,01581	2,9
5	172,94469	2,8
6	53,88033	0,9
7	33,57849	0,6

2- "Eigenvalue":

Canal*	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7
TM01	0,3485	0,1486	0,4065	-0,5148	-0,4268	0,0309	-0,4931
TM02	0,2888	0,1767	0,1811	-0,2328	-0,2372	-0,1715	0,8442
TM03	0,3952	0,0844	0,1554	-0,1611	0,6523	0,5964	0,0739
TM04	-0,0899	0,5302	-0,6282	-0,4986	0,1799	-0,1748	-0,0679
TM05	0,2767	0,5121	-0,2488	0,5291	-0,4019	0,3958	-0,0350
TM06	0,4020	0,2947	0,2137	0,3535	0,3649	-0,6456	-0,1762
STVG	-0,6267	0,5563	0,5249	0,0368	0,0955	0,0999	0,0426

* canaux non étirés.

ANNEXE E

Coefficients de corrélation et matrices de covariance des 13 bandes de départ, tirés des sites d'entraînement de la classification préliminaire.

A- "habitat de la bécasse"

1- coefficients de corrélation*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0,336											
3	0,252	0,442										
4	-0,468	0,009	-0,115									
5	0,200	0,558	0,191	0,171								
6	0,249	0,537	0,376	-0,005	0,617							
7	-0,391	-0,369	-0,854	0,568	-0,072	-0,275						
8	0,597	0,624	0,809	-0,485	0,413	0,579	-0,896					
9	-0,243	0,164	-0,344	0,841	0,507	0,243	0,706	-0,422				
10	0,601	-0,076	-0,362	-0,740	-0,214	-0,023	-0,004	0,091	-0,415			
11	0,574	0,130	0,403	-0,932	-0,211	0,096	-0,763	0,672	-0,887	0,618		
12	0,628	0,711	0,202	-0,028	0,791	0,755	-0,148	0,567	0,366	0,195	0,076	
13	-0,155	0,411	0,807	0,346	0,406	0,343	-0,538	0,513	0,089	-0,796	-0,129	0,147

2- matrice de covariance*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	89,142												
2	23,268	53,790											
3	11,877	16,203	24,968										
4	-68,623	1,057	-8,944	241,576									
5	18,412	39,826	9,278	25,901	94,600								
6	16,827	28,198	13,453	-0,516	42,932	51,251							
7	-59,252	-43,398	-68,477	141,567	-11,299	-31,617	257,452						
8	76,604	62,188	54,897	-102,387	54,565	56,276	-195,395	184,514					
9	-53,236	27,889	-39,885	303,634	114,685	40,359	263,154	-133,182	539,849				
10	132,563	-13,091	-42,313	-268,762	-48,590	-3,855	-1,396	28,949	-225,385	546,460			
11	88,144	15,498	32,722	-235,462	-33,282	11,194	-199,026	148,277	-335,064	234,658	264,076		
12	59,217	52,068	10,089	-4,304	76,860	53,970	-23,778	76,951	84,932	45,476	12,355	99,819	
13	-18,197	37,560	50,249	67,123	49,189	30,584	-107,533	86,872	25,908	-232,064	-26,049	18,252	155,357

* 1: TM11; 2: TM22; 3: TM33; 4: TM44; 5: TM55; 6: TM77; 7: STVG; 8:CP11; 9: CP22; 10: CP33; 11:BRIL; 12:RV11; 13: BJ11.

ANNEXE E (suite)

A- "forêt"

1- coefficients de corrélation*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0,227											
3	0,110	0,261										
4	0,131	0,199	-0,072									
5	0,208	0,407	0,147	0,543								
6	0,193	0,404	0,335	0,392	0,510							
7	-0,033	-0,084	-0,867	0,345	0,097	-0,105						
8	0,233	0,316	0,909	-0,134	0,212	0,397	-0,926					
9	0,162	0,264	-0,439	0,775	0,618	0,350	0,776	-0,515				
10	0,099	-0,183	-0,865	-0,298	-0,332	-0,259	0,749	-0,776	0,261			
11	0,100	0,009	0,670	-0,649	-0,328	0,001	-0,911	0,798	-0,896	-0,418		
12	0,486	0,498	-0,199	0,606	0,751	0,625	0,450	-0,094	0,825	0,131	-0,540	
13	0,010	0,256	0,946	0,165	0,318	0,337	-0,841	0,895	-0,351	-0,965	0,565	-0,123

2- matrice de covariance*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	31,167												
2	5,809	21,042											
3	2,724	5,295	19,541										
4	7,880	14,740	3,411	115,683									
5	11,698	18,782	6,512	58,693	101.015								
6	7,176	12,326	9,846	28,066	34,074	44,255							
7	-3,922	-8,260	-81,996	79,324	20,868	-14,987	458,232						
8	17,015	18,974	52,684	-18,863	27,960	34,608	-259,777	171,807					
9	23,218	30,985	-49,770	213,605	159,113	59,684	425,444	-172,856	656,671				
10	14,342	-21,803	-99,104	-83,193	-86,489	-44,676	415,715	-263,693	173,382	672,270			
11	8,056	0,626	42,953	-101,193	-47,772	0,054	-282,719	151,634	-332,754	-156,932	210,162		
12	19,758	16,629	-6,399	47,466	54,969	30,286	70,146	-9,001	154,015	24,715	-57,078	53,077	
13	0,677	14,612	52,126	22,063	39,889	27,919	-224,454	146,246	-111,997	-311,672	102,048	-11,143	155,324

* 1: TM11; 2: TM22; 3: TM33; 4: TM44; 5: TM55; 6: TM77; 7: STVG; 8:CP11; 9: CP22; 10: CP33; 11:BRIL; 12:RV11; 13: BJ11.

ANNEXE E (suite)

A- "culture"

1- coefficients de corrélation*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0,595											
3	0,125	0,435										
4	-0,415	-0,732	-0,519									
5	0,009	0,328	0,413	-0,630								
6	0,192	0,563	0,736	-0,779	0,716							
7	-0,292	-0,627	-0,892	0,807	-0,549	-0,823						
8	0,370	0,696	0,861	-0,855	0,637	0,892	-0,980					
9	-0,375	-0,678	-0,699	0,903	-0,392	-0,697	0,917	-0,889				
10	0,687	0,714	0,153	-0,789	0,291	0,501	-0,440	0,536	-0,629			
11	0,499	0,785	0,643	-0,966	-0,498	0,788	-0,878	0,908	-0,954	0,780		
12	0,605	0,736	0,488	-0,759	0,704	0,821	-0,644	0,780	-0,560	0,717	0,749	
13	-0,273	-0,005	0,803	-0,083	0,334	0,427	-0,617	0,530	-0,319	-0,386	0,169	0,091

2- matrice de covariance*:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	80,021												
2	38,880	53,285											
3	14,402	40,897	165,644										
4	-103,283	-148,535	-185,589	772,658									
5	0,996	28,727	63,772	-210,053	143,892								
6	22,198	53,133	122,474	-279,832	111,035	167,032							
7	-70,982	-124,326	-311,752	609,083	-178,711	-288,989	737,530						
8	84,699	130,028	283,570	-607,616	195,565	294,935	-680,343	654,094					
9	-97,497	-143,862	-261,413	729,633	-136,729	-261,956	724,226	-660,676	845,108				
10	150,252	127,420	48,079	-535,943	85,434	158,306	-292,027	334,972	-446,697	597,000			
11	124,732	160,083	231,247	-750,216	166,915	284,286	-665,622	648,572	-774,820	532,088	780,149		
12	60,317	59,924	70,012	-235,445	94,173	118,396	-195,195	222,413	-181,467	195,531	233,453	124,399	
13	-41,970	-0,666	177,475	-39,631	68,814	94,838	-287,636	232,843	-158,969	-162,022	81,067	17,492	294,712

* 1: TM11; 2: TM22; 3: TM33; 4: TM44; 5: TM55; 6: TM77; 7: STVG; 8:CP11; 9: CP22; 10: CP33; 11:BRIL; 12:RV11; 13: BJ11.

ANNEXE F

Valeurs brutes des paramètres de validation.

No.	SNU	HHE	DAR	DEA	DOU	HBO	RAF	RAT	DHP	CL1	CL2	CL3	CLT	STE
1	5	24	230	23,0	12,5	19,0	80	20	9,4	1,8	0,0	0,3	2,1	7,9
2	1	90	27	8,0	0,0	7,2	8	10	3,2	6,3	0,0	0,0	6,3	1,8
3	20	78	13	13,2	12,7	6,4	23	70	3,0	7,0	0,0	0,0	7,0	0,6
4	40	45	101	17,5	2,0	5,3	10	10	3,1	16,8	0,0	0,0	16,8	6,0
5	28	20	34	9,4	10,0	7,2	23	85	4,7	12,5	0,8	0,0	13,3	10,3
6	50	90	53	6,7	9,5	7,9	14	75	8,0	2,0	1,0	0,0	3,0	7,2
7	84	70	29	3,7	4,5	6,6	24	85	4,8	19,3	0,5	0,0	19,8	13,6
8	20	50	50	17,0	11,5	4,6	50	58	3,4	8,3	0,5	0,0	8,8	4,5
9	80	80	18	33,0	9,8	3,3	10	95	2,0	67,0	0,0	0,0	67,0	8,6
10	55	80	21	3,5	13,5	6,4	65	25	2,0	10,5	0,5	0,0	11,0	2,0
11	90	35	18	5,0	11,0	6,6	5	95	3,0	21,5	0,5	0,0	22,0	8,4
12	90	35	50	10,0	13,0	7,9	40	95	3,0	48,0	0,0	0,0	48,0	21,3
13	90	25	24	30,0	15,0	7,5	25	95	3,5	18,5	0,0	0,0	18,5	8,2
14	65	65	28	8,0	8,5	5,3	40	60	2,8	16,0	0,0	0,0	16,0	4,3
15	35	35	67	21,5	2,0	3,8	65	15	4,4	1,8	0,5	0,0	2,3	1,7
16	95	45	16	12,0	12,0	11,0	10	95	5,4	11,5	3,5	0,0	15,0	16,1
17	40	25	27	34,0	8,0	5,0	25	70	2,9	15,0	0,5	0,0	15,5	4,4
18	35	35	34	2,8	5,4	5,7	15	95	3,1	11,5	0,5	0,0	12,0	5,3
19	60	55	56	3,4	2,4	5,7	70	70	2,5	11,0	0,0	0,0	11,0	2,3
20	60	90	38	10,0	15,5	5,9	55	75	2,0	31,5	0,0	0,0	31,0	5,0
21	80	80	50	12,0	13,0	7,2	60	50	4,2	13,0	1,5	0,0	14,5	11,3
22	65	35	45	19,0	11,0	4,2	60	75	2,8	17,0	1,0	0,0	18,0	8,0
23	80	80	9	18,5	10,5	6,6	5	80	5,3	10,5	2,0	0,0	12,5	17,5
24	90	50	60	3,8	11,0	6,6	35	80	3,0	14,5	0,0	1,0	15,5	4,7
25	95	10	8	7,0	50,0	16,0	5	95	12,3	1,3	1,5	0,0	2,8	22,7
26	95	20	25	9,0	5,0	5,3	20	90	2,6	27,0	0,0	0,0	27,0	6,8
27	90	20	34	7,2	7,0	9,8	15	85	3,7	16,0	0,8	0,0	16,8	9,1
28	75	35	19	7,0	7,5	7,2	15	90	4,4	5,5	1,3	0,0	6,8	14,9
29	80	20	17	14,0	6,0	8,2	10	95	7,0	9,0	4,0	0,0	13,0	29,1
30	50	100	31	7,0	6,0	3,5	25	90	2,6	23,0	0,0	0,0	23,0	6,1
31	5	70	18	7,0	7,0	5,3	20	25	3,8	16,0	1,5	0,0	17,5	9,7
32	80	20	66	1,0	5,0	4,0	10	70	2,0	42,0	0,0	0,0	42,0	5,8
33	58	15	15	8,0	12,0	4,9	5	95	3,4	36,5	0,0	0,0	36,5	24,1
34	40	65	36	3,0	3,5	4,6	50	75	2,5	21,5	0,0	0,0	21,5	5,8
35	40	80	37	2,5	1,0	4,6	35	60	3,3	12,0	0,5	0,0	12,5	6,2
36	1	1	25	15,0	0,0	5,9	15	10	7,3	0,5	0,5	0,0	1,0	2,0
37	20	55	3	3,0	3,0	3,6	1	60	3,3	22,0	1,5	0,0	23,5	13,1
38	85	25	67	4,5	3,5	4,2	60	85	4,4	11,0	0,0	0,0	11,0	16,2
39	97	12	34	7,0	10,0	9,5	5	87	3,5	18,5	1,5	0,0	20,0	11,1
40	95	8	18	6,0	12,0	14,0	5	95	3,7	15,5	1,5	0,0	17,0	10,8

Gouvernement du Québec
Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche
**Direction de la gestion
des espèces et des habitats**

SP 1519-01-88